

USO SOSTENIBLE DEL BOSQUE

Aportes desde la Silvicultura Argentina

Argentina unida

argentina.gob.ar

USO SOSTENIBLE DEL BOSQUE

Aportes desde la Silvicultura Argentina

2021

Editores
Pablo L. Peri
Guillermo Martínez Pastur
Tomás Schlichter

Diseño
Carla Rubietti

Fotografías
Emilio White, Hector Gonda y autores de cada capítulo

Peri, Pablo Luis
Uso sostenible del bosque: Aportes desde la Silvicultura Argentina / Pablo Luis Peri ; Guillermo Martínez Pastur ; Tomás Schlichter. - 1ª edición especial - Ciudad Autónoma de Buenos Aires, 2021.
889 p.; 28 x 20 cm.

ISBN 978-987-46815-4-6

1. Bosques Nativos. 2. Silvicultura. 3. Desarrollo Sustentable.
CDD 577.30982

Autoridades

Presidente de la Nación
Dr. Alberto Fernández

Jefe de Gabinete
Lic. Santiago Cafiero

Ministerio de Ambiente y
Desarrollo Sostenible de la Nación
Lic. Juan Cabandié

Titular de la Unidad
de Gabinete de Asesores
Lic. María Soledad Cantero

Secretaría de Política Ambiental
en Recursos Naturales
Dra. Florencia M. Gloria Gómez

Direccón Nacional de Bosques
Ing. Ftal. Martín Mónaco

Programa Nacional de Protección
de los Bosques Nativos
Ing. Ftal. Ariel Medina

Prólogo

Por Juan Cabandié,
Ministro de Ambiente y Desarrollo Sostenible de la Nación.

El siglo XXI tiene que ser el siglo de la sostenibilidad. El desarrollo económico ya no puede realizarse a costa del ambiente. Necesitamos consolidar un modelo de desarrollo sostenible que armonice el desarrollo económico, la justicia social y el cuidado del ambiente. Es necesario enfrentar grandes desafíos ambientales: la crisis climática, la pérdida de biodiversidad y la contaminación ambiental.

La humanidad debe enfrentar estos grandes desafíos y para resolverlos debemos actuar bajo el principio de responsabilidades comunes pero diferenciadas. Todos tenemos que hacer nuestro aporte para cuidar el planeta, pero los mayores esfuerzos deben recaer en las naciones desarrolladas, aquellas que avanzan en la industrialización y el desarrollo sin proteger el ambiente de manera adecuada. No debemos perder de vista que nuestro país es un acreedor ambiental y que, por lo tanto, en la búsqueda de soluciones para todo el planeta deben contemplarse los aportes que venimos realizando a través del cuidado de nuestros ecosistemas y bienes naturales.

En el marco de esta estrategia general el cuidado de los sistemas biológicos, como es el caso de los bosques nativos, es fundamental. Los bosques nativos brindan una gran variedad de servicios ecosistémicos como alimentos, agua, madera, regulación del clima a través de la fijación de gases de efecto invernadero, control de la erosión de suelos, actividades recreativas, belleza de paisajes, entre otros.

Nuestra gestión ha definido al cuidado y conservación de los bosques nativos como una prioridad y una política de Estado. Hemos fortalecido la política con más presupuesto nacional, reactivamos la ejecución de los programas con financiamiento externo (como el Proyecto Bosques Nativos y Comunidad) y conseguimos una donación histórica de 82 millones de dólares del Fondo Verde para el Clima. Además, hemos reforzado institucionalmente el sector

con mejoras en el Sistema de Alerta Temprana de Deforestación y en el Servicio Nacional de Manejo del Fuego. En este punto es importante que sigamos fortaleciendo la política para el sector con una modificación de la ley de bosques que impida los desmontes y tipifique como delito ambiental a la deforestación.

Este libro sobre silvicultura es un aporte más a la estrategia que estamos desarrollado. El libro recoge todos los saberes de la silvicultura argentina, herramienta fundamental para las buenas prácticas de aprovechamiento sin comprometer el futuro de nuestros bosques nativos. El mismo está destinado tanto a las autoridades de aplicación de la ley de bosques y los sectores académicos y de la ciencia, tecnología e innovación forestal; como a los productores forestales primarios y productores foresto industriales.

En esta obra presentamos los análisis del uso forestal histórico hasta la actualidad, la situación resultante del estado del bosque nativo y las propuestas silviculturales para que, en función de todo ello, proponer alternativas superadoras para tender a modelos de gestión sostenibles. También se presentan aspectos relacionados al cambio climático y a las estrategias silvícolas, incluyendo un análisis inédito sobre la productividad primaria neta de los bosques a nivel país y las tendencias climáticas (precipitación y temperatura) de los últimos 15 años. Se pone en conocimiento, en particular, un análisis del impacto potencial esperado frente al cambio climático y los eventos extremos en las estrategias de manejo y conservación de los bosques nativos.

A partir del conocimiento existente y de las tecnologías disponibles se busca promover modelos de equilibrio entre la producción y la protección que articule desarrollo y conservación. La información presentada debe servir como guía para la toma de decisiones en la gestión de los bosques de las provincias, la formación académica y para orientar la investigación forestal en el país, identificando los principales vacíos de conocimiento para cada tipo forestal y tipo de uso.

Como decía al inicio del prólogo, el siglo XXI tiene que ser el siglo de la sostenibilidad. El tiempo de actuar es ahora. Es momento de accionar con planes e iniciativas concretas y contundentes para cuidar nuestro planeta.

Indice

Capítulo 1 21
Introducción y enfoque del manejo de los Bosques Nativos

1.1 Introducción 23
1.2 Manejo sostenible y enfoque de uso múltiple de los bosques nativos 26
1.3 Sistemas complejos y escala espacial del manejo silvícola 31
1.4 Base conceptual de la silvicultura: Ecosistemas noveles, estados y transiciones 35
1.5 Organización del libro 00

Cuadro 1
Agregado de valor a los productos del bosque nativo: El caso de “Leña en Blanco” 001

Bibliografía 45

Capítulo 2 49
Breve descripción de las regiones forestales de la Argentina

2.1 Introducción 53
2.2 Región de la Selva Misionera 53
2.3 Región de la Selva Tucumano-Boliviana 55
2.4. Región del Monte 58
2.5 Región del Espinal 61
2.6 Región del Parque Chaqueño 66
2.7 Región de los Bosques Andino-Patagónicos 69
2.8 Consideraciones finales 73

Bibliografía 74

Capítulo 3 — 79
Las regiones forestales de Argentina en el contexto de zonas de vida de Holdridge

3.1 Introducción 83
3.2 Metodología 88
3.3 Resultado 88
3.4 Limitaciones 100
3.5 Conclusiones 101

Anexos

S1: Extensión de las regiones forestales establecidas por la UMSEF, Bosque Andino Patagónico (BAP), Selva Misionera (SM), Selva Tucumano Boliviana (STB), Parque Chaqueño, (PC), Espinal (Es), Monter (M), Delta e Islas del Río Paraná (Del RP). **102**
S2: Extensión de las fajas altitudinales en las regiones forestales de Argentina (km^2). **102**
S3: Extensión de las provincias de humedad en las regiones forestales de Argentina (km^2). **103**
S4: Extensión de las zonas de vida en las regiones forestales de Argentina (km^2). **104**

Cuadro 1
Información adicional acerca del mapeo de zonas de vida para Argentina 108

Cuadro 2
Región forestal del Delta e Islas del río Paraná 109

Bibliografía 111

Capítulo 4 — 113
Historia y situación actual del uso del bosque nativo y principales técnicas silvícolas

4.1 Historia del uso del bosque nativo 117
4.2 Lineamientos político-legales-institucionales a través de la historia 133
4.3 Descripción de las principales técnicas, prácticas o tratamientos silvícolas 144
4.3.1 Método de reproducción: Cosecha y regeneración 148
4.3.2 Cortas intermedias 151
4.3.3 Regeneración artificial 154
4.3.4 Operaciones silvícolas para la gestión forestal de uso múltiple y silvicultura a escala de paisaje 155

Cuadro 1
Publicaciones pioneras 157

Cuadro 2
La producción industrial de soja en Argentina, la pérdida de bosques y las consecuencias socio ambientales 159

Bibliografía 163

Capítulo 5 — 169
Beneficios e impactos de la promulgación de la ley n° 26.331, y factores de cambio que influyen sobre su implementación

5.1 Introducción 173
5.2 La Ley n° 26.331 174
5.3 Significados de los ordenamientos territoriales de los bosques nativos (OTBN) 177
5.4 Cambios en la cobertura forestal de la Argentina en el marco de la implementación de la ley n° 26.331 180
5.5 Inversiones realizadas para el manejo y la conservación de los recursos forestales nativos 197
5.6 Sinergias y conflictos de las actividades productivas que influyen en la persistencia de los bosques nativos 202
5.7 Conclusiones 210

Cuadro 1
¿Se puede considerar que ha fracasado la Ley de Bosques Nativos en la ecorregión Chaco Seco? 212

Bibliografía 215

Capítulo 6 — 219
Selva en Misiones

6.1 Descripción de la vegetación y relaciones fitogeográficas 223
6.2 Cambios estacionales de la vegetación, aspectos ecológicos y propiedades de la madera relacionadas con el crecimiento y mortalidad de árboles 227
6.3 Aspectos socioeconómicos y políticos del uso y deforestación de los bosques de Misiones 230

6.4. Ordenación forestal y normativa relacionada 233
6.5. Dinámica y funcionamiento del bosque 235
6.5.1 Formación de claros y respuesta de las plantas 235
6.5.2 Interacciones planta-animal y efecto de la defaunación en la estructura del bosque 237
6.6. Manejo silvícola en las selvas de Misiones 239
6.6.1 Extracción selectiva: impactos en la estructura del bosque 239
6.6.2 Manejo poscosecha de lianas y bambúes 249
6.6.3 Enriquecimiento con árboles 251
6.6.4 Plantación de especies nativas: el caso de *Araucaria angustifolia*. 255
6.6.4.1 Implantación de *Araucaria angustifolia* 255
6.6.4.2 Factores que inciden en el crecimiento 256
6.6.4.3 Silvicultura de conducción: estudios de crecimiento y producción 257
6.7 Sistemas agroforestales con yerba mate 261
6.8 Ganadería bajo monte y parquizados con uso ganadero 263
6.9. Limitaciones de la silvicultura actual y nuevos paradigmas en la gestión y manejo de bosques del noreste argentino 265
6.9.1 Sostenibilidad del aprovechamiento maderero del bosque 265
6.9.2 Provisión de bienes y servicios y conservación de la biodiversidad como desafíos de la gestión de bosques y el manejo silvícola 268
6.10. Perspectiva del manejo silvícola: presente y futuro 270
6.10.1 Servicios ecosistémicos y su relación con la expansión de la foresto industria y otras tendencias en el uso de la tierra en Misiones 270
6.10.2 Manejo de plantaciones de *Araucaria angustifolia* 274
6.10.2.1 Conformación de rodales mixtos y sus ventajas 274
6.10.2.2 Silvicultura de rodales mixtos en Misiones: ¿es posible la conversión de plantaciones puras en rodales mixtos mediante regeneración natural? 275
6.10.2.3 Cortas en agregados como alternativa a la tala rasa 277
6.10.3 Liberación de árboles de futura cosecha 278
6.10.3.1 Aspectos ecológicos importantes para el manejo de la regeneración 278
6.10.3.2 Técnicas para la corta de liberación 280
6.10.4. Manejo silvícola en sistemas rurales 283
6.10.5 Restauración de bosques 287
6.11. Conclusiones 292
Cuadro 1
Bambúes leñosos de la Selva Misionera 295
Cuadro 2
Bosques subtropicales y fluviales de Corrientes 298
Cuadro 3
Defaunación, sus causas y sus efectos en la estructura y funcionamiento de la Selva Misionera 331
Cuadro 4
Biología reproductiva, conservación y mejoramiento de *Araucaria angustifolia* en Argentina 323
Cuadro 5
Yerba mate. Breve reseña de su uso e investigaciones realizadas en la EEA Cerro Azul. 326
Cuadro 6
Con la mirada hacia el suelo:
El efecto del reemplazo del bosque nativo y las prácticas de manejo de pinares en Misiones 329
Cuadro 7
Frutales silvestres manejados en Jardines del Periurbano de Puerto Iguazú. 332
Cuadro 8
Recuperando los árboles nativos sobre las riberas de los arroyos en la selva Misionera 335
Cuadro 9
Experiencia de recuperación de bosques de protección de cursos de agua en los arroyos Pomar y Tabay, Misiones. 338

Bibliografía 341

Capítulo 7 **219**
Yungas

7.1 Descripción general 373
7.2 Descripción de la composición de árboles y otros componentes de la biodiversidad 377
7.3 Estado de conservación 384
7.4 Silvicultura tradicional 386
7.5 Impactos del aprovechamiento forestal tradicional 394
7.6 La ganadería a monte y su impacto sobre las Yungas 398
7.7 Provisión de productos forestales no madereros 400
7.8 Alternativas silvícolas a las prácticas forestales tradicionales 401
7.9 Aspectos genéticos a considerar en las nuevas prácticas silvícolas 411
7.10 La dinámica de disturbios como ejemplo a emular en las prácticas silvícolas 412
7.11 Propuestas para el desarrollo de nuevos modelos silvícolas 415
7.12 Vacíos de información y desafíos futuros para las Yungas 422

Cuadro 1
Costos operativos del aprovechamiento forestal 425
Cuadro 2
Abejas melíferas y productos forestales no madereros 427
Cuadro 3
Identificación de zonas híbridas que afectan la comercialización de especies maderables 429
Cuadro 4
Sitios de referencia en la selva pedemontana 430
Cuadro 5
Paisajes Productivos Protegidos (PPP) y los Objetivos del Desarrollo Sostenible (ODS) 431

Bibliografía 432

Capítulo 8 443
Bosques de la región del Monte

8.1. Grandes unidades de paisaje y principales tipos forestales 447
8.1.1 Caracterización ambiental y biogeográfica del Monte 447
8.1.2 Bosques del Monte 448
8.1.3 Otros bosques de tierras áridas 463
8.2 Manejo tradicional e historia de uso del bosque del Monte 463
8.2.1 La generación de conocimiento sobre el bosque nativo en el Monte 463
8.2.2 Etapas del uso de los recursos del bosque nativo 464
8.2.3 La degradación del bosque nativo del Monte 467
8.2.4 Estrategias de conservación y manejo sostenible del bosque nativo 467
8.3. La silvicultura en el Monte 470
8.3.1 Potencial forestal y uso actual de los bosques del Monte 470
8.3.2 Estrategias de uso de los recursos forestales madereros y no madereros del Monte 478
8.4 Propuesta de una nueva silvicultura y de nuevos paradigmas de manejo 488
8.4.1 Consideraciones para el ordenamiento territorial de los bosques 488
8.4.2 Producción de madera de calidad en bosques conservados y de alta productividad 490
8.4.3 Silvicultura de detalle en bosques de menor productividad 494
8.4.4 Restauración de bosques degradados en el Monte 497
8.4.5 Aspectos silviculturales de la chica 502
8.4.6 Manejo de bosque con uso múltiple 503
8.5 Prioridades de generación de conocimiento para el manejo sostenible de los bosques del Monte 507

Cuadro 1
Agua superficial y subterránea: Servicios hídricos en la cuenca del río Mendoza 510
Cuadro 2
Regeneración de la especie Bulnesia retama:el ciclo de dispersión de semillas 512
Cuadro 3
Bosques pedemontanos de chacay y maitén 514
Cuadro 4
Bosques de *Prosopis ferox* (churqui) 516
Cuadro 5
Ocupación territorial, pobladores y usos del bosque en el noreste de Mendoza 519
Cuadro 6
La rueda de la vida en el algarrobo dulce: ¿qué pasa si hay vacas en el camino? 522

Bibliografía 524

Capítulo 9 543
Región del Espinal

9.1 Introducción 547
9.2 Características generales y composición de la vegetación 547
9.3 Estructura y funcionamiento de los principales tipos de unidades de paisaje que conforman el Espinal 549
9.4 Principales cambios forestales en la región del Espinal 555
9.5 Cambios en el uso de la tierra en el Espinal: factores socioeconómicos y ecológicos 557
9.6 Tratamientos silvícolas y técnicas de manejo silvicultural que se han realizado o se realizan en el Espinal 561
9.7 Éticas ambientales en relación con distintas valoraciones de los bosques del Espinal 562
9.8 ¿Qué beneficios tendrían cambios en los tratamientos y técnicas de manejo silvicultural realizadas en el Espinal y cuáles serían las consecuencias sobre la conservación de los bosques? 565
9.9 Bosque nativo y conservación de la biodiversidad en agro-ecosistemas del Espinal 569
9.10 ¿Qué servicios ecosistémicos se verían afectados negativamente con el manejo silvicultural actual del bosque nativo en el Espinal? 572
9.11 Indicadores y umbrales de respuesta de la biodiversidad en el diseño de estrategias de conservación de los bosques del Espinal 573
9.12. Prioridades en la generación de nuevos conocimientos necesarios para el manejo silvicultural sostenible y conservación de los bosques nativos 577

9.13 ¿Cómo conservar los bosques del Espinal y seguir produciendo? 578
Cuadro 1
Dendrocronología y silvicultura del bosque de caldén: estudiar el pasado para comprender el presente y planificar el futuro 581
Cuadro 2
Los bosques de caldén y el agua subterránea 584
Cuadro 3
Etnoecología y conservación biocultural: diversidad de culturas, diversidad de bosques 587
Cuadro 4
Escenarios futuros de cambios en el uso de la tierra y potenciales impactos sobre la biodiversidad del Espinal 592

Bibliografía 595

Capítulo 10 543
Parque Chaqueño

10.1 Introducción 611
10.2. Grandes unidades de paisaje y descripción del bosque nativo. Principales tipos forestales 611
10.3. Beneficios y compensaciones respecto a ecosistemas de referencia 614
10.4. Manejo tradicional o histórico 616
10.4.1 Manejo forestal tradicional 616
10.4.2 Manejo forestal a nivel rodal en el Chaco Semiárido 617
10.4.3 Aprovechamiento de la vegetación natural del Chaco: ganadería y silvicultura 625
10.4.3.1 Ganadería tradicional a monte 625
10.4.3.2 Sistemas Silvopastoriles - Rolado Selectivo de Baja Intensidad (RBI) 627
10.4.3.3 Sistemas Silvopastoriles - Manejo del estrato arbóreo 635
10.5. Propuestas de una nueva silvicultura y de nuevos paradigmas de manejo 637
10.5.1 Herramientas prácticas de silvicultura en el Chaco Semiárido 637
10.5.2 Manejo sostenible de sistemas complejos, escala espacial, resiliencia y manejo adaptativo 647
10.5.3 Manejo adaptativo y modelo de estados y transiciones en Bosques Nativos 652
10.5.4 Umbrales y escalas: particularidades del Manejo de Bosques con Ganadería Integrada (MBGI) en ecosistemas del Chaco Seco 653
10.5.5 Rehabilitación de áreas degradadas con especies nativas 657
10.6. Vacíos de conocimiento y desafíos a resolver 661
10.7. Conclusiones 662
Cuadro 1
Reclutamiento y mortalidad de las principales especies arbóreas del Chaco Semiárido como herramienta de gestión 663
Cuadro 2
Descripción de los Procesos planta-animal-ambiente que intervienen en el Parque Chaqueño 666
Cuadro 3
Síntesis de los conceptos clave sobre Sitios Ecológicos y Modelo de Estado y Transición (MET) 669
Cuadro 4
Efectos de la actividad de rolado y cambios en el suelo 673

Bibliografía 680

Capítulo 11 693
Región Patagónica (Bosques Andino Patagónicos)

11.1 Grandes unidades del paisaje, descripción del bosque nativo y principales tipos forestales 697
11.2. Manejo tradicional o histórico a gran escala 716
11.2.1. Uso y manejo forestal maderero 718
11.2.2. Uso ganadero del bosque 738
11.3.2. Biodiversidad 740
11.3.3. Provisión de servicios ecosistémicos 741
11.3. Beneficios y compensaciones de la silvicultura tradicional o histórica respecto de los ecosistemas de referencia 746
11.3.1. Estructura forestal, regeneración, microclima y ciclos naturales 752
11.4. Propuesta para una nueva silvicultura e identificación de nuevos paradigmas de manejo forestal 754
11.4.1. Producción de productos madereros 757
11.4.1.1. Sistemas silvícolas atendiendo variaciones espaciales a nivel de paisajes 758
11.4.1.2. Retención variable en agregados: importancia del tamaño de las retenciones a diferentes escalas del paisaje 760
11.4.1.3. Manejo silvícola con énfasis en el mantenimiento de la biodiversidad 761
11.4.1.4. Raleos alternativos para mejorar la calidad o la estabilidad de los árboles 762
11.4.1.5. Implementación de podas para la obtención de madera aserrada de calidad 763

11.4.1.6. Raleos en ñirantales con condición hídrica 764
11.4.1.7. Cortas de selección grupales en rodales de ciprés de la cordillera con decaimiento forestal 764
11.4.2. Productos forestales no madereros 766
11.4.3. Restauración 767
11.5. Necesidades y vacíos de información para mejorar la gestión y los desafíos para el manejo sostenible de los bosques nativos 771
Cuadro 1
El manejo biocultural de los bosques de *Araucaria araucana* 778
Cuadro 1
El factor genético en la regeneración asistida 781
Cuadro 3
Silvicultura adaptativa aplicada a los bosques de ciprés de la cordillera 783
Cuadro 4
La etnoagroforestería patagónica como desafío para una nueva SILVICULTURA 786
Cuadro 5
Aspectos genéticos del manejo y restauración de ecosistemas boscosos en el bosque mixto de *Nothofagus* 788
Bibliografía 790

Capítulo 12 **811**
Influencia del cambio climático y variaciones en el clima sobre los bosques nativos de Argentina: ¿qué estrategias de manejo y conservación deberían considerarse?

12.1 Introducción 815
12.2 Cambios en las temperaturas de la superficie terrestre y precipitación de acuerdo a las regiones forestales de Argentina 818
12.3 Tendencias de la productividad primaria neta (PPN) de acuerdo a las regiones forestales de Argentina 825
12.4 ¿Cómo se pueden interpretar los cambios observados en relación con la cobertura actual de los bosques nativos y su interacción con los principales factores socioeconómicos de cada región forestal de la Argentina 829
12.5 Recomendaciones de estrategias de conservación y manejo silvícola 832
12.6 Conclusiones 836
Cuadro 1
Efectos del cambio climático sobre paisajes forestales del NO de Patagonia mediados por regímenes alterados de fuego 837
Cuadro 2
La deforestación en la ecorregión del Chaco seco: implicancias sobre el cambio climático 840
Cuadro 3
Determinación de sitios potenciales para la implantación de ciprés de la cordillera en el noroeste de la Patagonia en el contexto de cambio climático 843
Cuadro 4
Modelado de distribuciones futuras del Nothofagus pumilio en un contexto de cambio climático 845
Cuadro 5
Cambio climático pasado y escenarios futuros en las Yunga 849
Bibliografía 852

Capítulo 13 **860**
Recomendaciones generales para el manejo y la conservación futura del bosque nativo en la Argentina

13.1 Estrategias para mejorar la implementación del manejo sostenible de los bosques nativos 865
13.2 Principales desafíos para el futuro 872
13.3 Recomendaciones para los tomadores de decisiones 878
Bibliografía 887

1

Introducción y Enfoque del Manejo de los Bosques Nativos

Autores
Pablo L. Peri[1]; Guillermo Martínez Pastur[2]; Luis Chauchard[3]; Tomás Schlichter[4]

[1]EEA Santa Cruz del Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria (INTA), Universidad Nacional de la Patagonia Austral (UNPA), Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET). [2]Centro Austral de Investigaciones Científicas (CADIC CONICET). [3]Dirección Regional Patagonia Norte, Administración de Parques Nacionales/Universidad Nacional del Comahue. [4]Facultad de Agronomía de la Universidad de Buenos Aires (UBA).

Resumen

Los bosques nativos en Argentina, con su gran variedad de ecosistemas que incluyen desde selvas subtropicales hasta bosques subantárticos, brindan a la sociedad diferentes servicios ecosistémicos (alimentos, agua, madera, regulación del clima, control de la erosión, aspectos recreativos, belleza escénica, formación de suelos y el ciclo de nutrientes). Sin embargo, existe una pérdida de cobertura forestal de los bosques nativos asociada a factores naturales y antrópicos. En este contexto, es importante conocer el manejo relacionado a los diferentes usos del bosque, el abordaje de las diferentes escalas espaciales, y marcos conceptuales ante el cambio climático donde se desarrolla la silvicultura. En la actualidad no se contaba con material científico que nuclee el conocimiento actualizado sobre las prácticas de manejo de los bosques nativos de Argentina. Ante esta situación, el objetivo del libro es presentar los análisis del uso

forestal histórico hasta la actualidad, la situación resultante del estado del bosque nativo y las propuestas silviculturales existentes en cada región forestal de Argentina, y en función de todo ello proponer alternativas superadoras para tender a modelos de gestión sostenibles.

1.1 Introducción

La Argentina posee una enorme extensión territorial, con una amplia variedad de clima, geomorfología y suelos, lo cual determina la existencia de una gran variedad de ecosistemas forestales, incluyendo desde selvas subtropicales hasta bosques subantárticos. Estos bosques brindan a la sociedad argentina diferentes servicios ecosistémicos como alimentos, agua, madera, la regulación del clima, mantenimiento de la calidad del aire, el control de la erosión, los aspectos recreativos, la belleza escénica, la formación de suelos y el ciclo de nutrientes, entre otros. Sin embargo, existe una pérdida de cobertura forestal de los bosques nativos asociada a factores naturales y antrópicos. La gestión forestal es un proceso de planificación, ejecución y seguimiento de prácticas para la administración y uso de los bosques a través del tiempo para cumplir con uno o más objetivos. La finalidad es que la gestión se realice manteniendo la biodiversidad y productividad y de esta manera asegurar la provisión sostenida de bienes y servicios pretendidos de los mismos. Contempla aspectos diversos administrativos, económicos, legales, sociales, técnicos, logísticos y científicos para garantizar un Manejo Forestal Sostenible (MFS).

En la actualidad no se cuenta con material científico que nuclee el conocimiento actualizado sobre las prácticas de manejo de los bosques nativos de Argentina. Ante esta situación, el objetivo del libro es presentar los análisis del uso forestal histórico hasta la actualidad, la situación resultante del estado del bosque nativo y las propuestas silviculturales existentes en cada región forestal de Argentina, y en función de todo ello proponer alternativas superadoras para tender a modelos de gestión sostenibles. Con ello se busca, a partir de la información, conocimiento y las tecnologías disponibles promover modelos de equilibrio entre la producción y la protección que articule desarrollo y conservación. Desde el punto de vista de los usuarios, los autores aspiramos que la información presentada sirva como guía para la toma de decisiones en la gestión de los bosques de las provincias, incluyendo aquellos casos que la misma se articula con otras actividades socio-económicas. Además, esperamos que esta obra sirva como referencia tanto para la formación académica como para orientar la investigación forestal en el país, identificando los principales vacíos de conocimiento para cada tipo forestal y tipo de uso.

La formalización de la ciencia forestal

La silvicultura como ciencia, nace a finales del siglo XVII cuando en Alemania tuvo lugar la primera escuela de ingeniería ambiental y se puede considerar formalmente su inicio con la Academia de Bosques de Berlín (Prusia) a cargo de George Ludwig Hartig (1764-1837) y con el Instituto Forestal de Tharandt (Sajonia) con Johann Heinrich Cotta (1763-1844). En estas escuelas se entiende a la Dasonomía compuesta por tres ramas principales, la Dasometría, la Silvicultura y la Ordenación Forestal. Se profundiza un lenguaje matemático tanto para mejorar los métodos de medición como los de planificación de la producción, desarrollando las primeras tablas de producción y los primeros métodos de regulación de las cortas en el tiempo y la superficie. Estos métodos de ordenación forestal tienen como principio fundamental el promover el rendimiento sostenido de productos forestales, única ciencia precursora de los que

hoy se discute y promueve como producción sostenible o sostenible de bienes y servicios. Cotta es el inspirador de lo que se conoció en silvicultura como las *cortas por aclareo sucesivo* y en Ordenación como el *método de tramos*. Los métodos de división han conseguido una gestión espacio-temporal exitoso en los *montes bajos* (masa arbórea compuesta por pies procedentes de brotes de cepa y/o raíz) y en situaciones de turnos de corta relativamente cortos a los que se ordenan permitiendo una planificación detallada. Sin embargo, cuando se trata de ordenar *montes altos* (bosque procedente de árboles nacidos de semilla) de latifoliadas se presentan dificultades ya que no siempre la regeneración sigue a la corta por lo que los plazos se desacoplan de los modelos inflexibles de la serie ordenada y graduadas de *tramos* y *tranzones*. Se entiende por tramos a la superficie boscosa que se interviene sucesivamente en un período, tal que, durante este lapso, la regeneración en el área quede establecida, y que se utiliza para ordenar masas coetáneas y semi-coetáneas; y por tranzones a la superficie boscosa de corta anual. Esto determinó la necesidad de las revisiones periódicas de planificación en la Ordenación Forestal dando lugar a un Plan Especial (planificación a corto plazo) el cual se enmarca dentro de un Plan General (planificación de largo plazo que incorpora el turno de corta).

En este marco conceptual, se entiende por silvicultura al cuidado de los bosques o montes y a las técnicas que se aplican a las masas forestales para obtener de ellas una producción continua, y sostenible de los bienes y servicios demandados por la sociedad. Estas técnicas se pueden definir como tratamientos silvícolas cuyo objetivo es garantizar la persistencia y la mejora de la masa, dándole continuidad en el tiempo, aumentando su calidad, y asegurando su uso múltiple. Es decir, la silvicultura de los bosques nativos se puede definir como la práctica de controlar el establecimiento, el crecimiento, la composición, la sanidad y la calidad de los bosques naturales con objeto de responder a diversas necesidades y valores. El silvicultor emplea diferentes tratamientos silvícolas en función del aprovechamiento de productos que quiera obtener, como madera, leña, frutos, calidad ambiental u otros servicios ecosistémicos que brinda el bosque, así como de conservación de la biodiversidad. La silvicultura debe originar y promover una producción diversa (diferencia clara con la agricultura), siendo necesaria la compatibilización de todas las producciones y externalizaciones que puede llegar a producir. Mackay (1944) propone que la silvicultura y la Ordenación Forestal constituyan el núcleo de la gestión forestal para conseguir los objetivos de persistencia, rentabilidad y máximo rendimiento. Expresaba: "que ordenar un bosque es organizarlo conforme a las leyes económicas sin infringir las biológicas que la investigación silvícola y la epidometría revelan". La persistencia de las masas forestales las provee la silvicultura que utiliza las cortas y los tratamientos de regeneración adecuados. La rentabilidad (provisión de rentas y producción sostenida de productos maderables) se consigue en el *cuartel* o Unidad de Manejo Forestal (el cuartel comprende una extensión de bosque bajo una misma vía de saca de la red, que posee fines económicos particulares, donde a cada cuartel le corresponde su propio Plan de Ordenación). La gestión forestal impone a la Ordenación (organización espacio-temporal del bosque) el máximo rendimiento a través de la optimización de la renta lo que requiere de la economía y valoración forestal. Durante el siglo XX hubo una creciente tecnificación de la gestión forestal con avances en la dasometría, biometría e inventarios forestales, dando lugar también a métodos de ordenación forestal más flexibles como método de tramo flexible y la gestión de rodales.

En Argentina la introducción de los principios forestales basados en perpetuidad del bosque (regeneración lograda), máxima renta y producción sostenida se produce a mediados del siglo XX con la migración de Ingenieros Forestales europeos, que en principio son recibidos por la ingeniería agronómica, hasta que, en 1958, se crea la primera facultad de Ingeniería Forestal del país, en Santiago del Estero. Hoy en día ya existen cinco facultades forestales y un asentamiento universitario con una carrera más corta, que forma técnicos universitarios forestales. Además, hay varias carreras afines como la Ingeniería en Recursos Naturales Renovables, que en interacción con los forestales pueden aportar a la visión integral del uso del bosque.

Hacia una silvicultura integral

Según Hawley (1946) la silvicultura puede definirse como el arte de producir y cuidar un bosque o se planteaba a la silvicultura como la teoría y la práctica de controlar el establecimiento, la composición y el crecimiento del bosque. El planteo era que un bosque no manejado o mal gestionado muestra una producción menor que el bosque manejado, donde el propósito de la silvicultura podría resumirse como la creación y el mantenimiento de un bosque que produzca los mejores rendimientos en un momento dado. Luego Smith *et al*. (1997) presenta a las prácticas silviculturales como varios tratamientos aplicados a los bosques para mantener y mejorar su uso en el tiempo para fines determinados, teniendo en cuenta factores naturales y sociales vinculados al rodal. También resalta que una buena práctica silvicultural demanda conocimientos de ecología, fisiología, entomología y edafología. Sin embargo, la silvicultura así concebida no puede ser ajena a la toma de decisiones y la gestión de los productos, de las operaciones de acceso y salida de los mismos, los condicionantes económicos y contables, las inversiones, la infraestructura y la administración del personal, que incluye aspectos laborales, de seguridad e higiene, de capacitación, entre otros.

Desde la mirada del ecosistema, con la silvicultura se puede manejar la estructura y los procesos de los rodales, su composición de especies, los turnos de corta, enriquecer áreas degradadas, conservar la productividad del sitio. Los conceptos de *rodal* y turno de corta fueron conceptos que nacieron en la silvicultura. Los rodales definidos como unidades homogéneas del bosque respecto a su estructura (densidad, fase de desarrollo, calidad de sitio, composición de especies, etc.) determinan la unidad mínima de manejo, lo cual facilita la toma de decisiones, la planificación de las intervenciones y con ello se mejora la eficiencia del aprovechamiento. El concepto de rodal ha sido aceptado a nivel global como la base para la toma de decisiones de prácticas silviculturales. El concepto de turno de corta como variable fundacional de la silvicultura, ha evolucionado con ella. Al evolucionar la silvicultura, principalmente de los bosques nativos, basada en la producción de bienes forestales específicos, hacia una silvicultura menos artificial que pone el foco en el ecosistema y sus procesos básicos, ha llevado a considerar en la actualidad turnos más largos, que incluye que parte de la masa persista por más de una rotación, para que mantenga ciertos procesos ecológicos y fundamentales para cumplir con la conservación de la biodiversidad. En países como Norteamérica, la silvicultura pasó de un manejo fuertemente economicista y de maximización de la producción hacia un manejo de

ecosistema con un enfoque en hábitats sucesionales con cortas parciales y turnos más largos (Kohm y Franklin, 1997).

Es evidente que el manejo forestal en general y la silvicultura en particular, deben adaptarse a los rápidos cambios demandados por las expectativas de la sociedad sobre el uso de los bosques y el crecimiento de la demanda de bienes y servicios ecosistémicos. Claramente nos encontramos en un marco global de aumento de la complejidad de la vida moderna del siglo XXI. Las prácticas silvícolas deben ser evaluadas y entendidas dentro del contexto social. En una sociedad altamente comunicada por el avance de la tecnología, existe actualmente una creciente preocupación por el deterioro o desaparición de bosques, particularmente en las zonas subtropicales y tropicales y aquellos bosques primarios, sobremaduros, reservorios vitales de procesos naturales y la biodiversidad del planeta. Cada vez hay más conciencia que los bosques deben ser manejados manteniendo la biodiversidad, el balance de carbono y la provisión de otros servicios ecosistémicos (paisaje, recreación, mantenimiento de la calidad del agua).

El desafío actual del manejo de bosques requiere de un nuevo marco conceptual donde las prácticas silvícolas se incluyan en una planificación de la matriz del paisaje y que integren todos los factores de la producción, garantizando las funciones del ecosistema y su diversidad, a la vez de satisfacer eficientemente a la sociedad de productos madereros y no madereros. Este enfoque de multiescala e integrador con el ecosistema, es lo que diferencia el manejo forestal tradicional de lo que hoy algunos denominan el Manejo Forestal Sostenible.

1.2 Manejo sostenible y enfoque de uso múltiple de los bosques nativos

Dentro de las ciencias forestales, el concepto de sostenibilidad tiene más de 200 años y se desarrolló principalmente para asegurar la producción de madera en el tiempo y garantizar el cumplimiento de los objetivos económicos. Sin embargo, en los últimos tiempos, el alcance de la gestión forestal se ha ampliado para abarcar, además, los valores sociales, culturales y ecológicos del bosque. En este contexto, consideramos a los sistemas sostenibles de manejo del bosque nativo a aquellos que son: (i) económicamente viables, (ii) que permiten elevar el bienestar humano, (iii) que mantienen, recuperan o mejoran la calidad de los servicios ecosistémicos que brinda el bosque nativo, y (iv) que perduran a través del tiempo y las generaciones.

El progresivo reconocimiento científico y el mayor nivel de conciencia de los productores en particular y de la población en general sobre los múltiples beneficios, tanto tangibles como intangibles, que brinda el bosque nativo, han determinado una mirada más crítica hacia el reemplazo indiscriminado de los bosques por otros usos. Los efectos colaterales o externalidades negativas que están provocando las deforestaciones se hacen más visibles en un mundo globalizado, lo que está determinando que no sea una estrategia productiva adecuada en el contexto socioecológico/ambiental actual. Por lo general, la economía clásica computa en sus cuentas los bienes y servicios naturales que tienen un valor tangible de mercado (p. ej. alimentos o materias primas). Sin embargo, la pérdida de un activo ambiental impone un costo que la sociedad no percibe fácilmente cuando el mismo es intangible (p. ej. regulación del clima, provisión de agua, protección contra la erosión). En las últimas décadas, por razones prácticas (p. ej. diseño de políticas, toma de decisiones, pago por activos ambientales) y las externalidades negativas (remoción de nutrientes por cultivos como la soja, falta de regulación del ciclo hídrico, etc.), se han multiplicado los esfuerzos dirigidos a valuar los bienes y servicios intangibles de la naturaleza. Los enfoques económicos tienden a enfatizar su valor de uso, y se idearon procedimientos relativamente subjetivos tales como la "predisposición a pagar", "el valor contingente", "el valor de reemplazo", "el costo evitado", o "el costo de viaje". La incorporación de atributos biofísicos al análisis es un camino posible para mejorar la objetividad de las estimaciones. En este sentido, la noción de bien y servicio ecosistémico es un paso concreto que, al menos, nos permite entender mejor de qué manera los activos naturales afectan la calidad de la vida.

Los servicios ecosistémicos se definen como los componentes y procesos de los ecosistemas que son consumidos, disfrutados o que conducen a aumentar el bienestar humano tomando en cuenta la demanda de los beneficiarios, así como la dinámica de los ecosistemas involucrados. La creación del término trasciende la necesidad de conservar la naturaleza y su biodiversidad por sí mismas. Este enfoque se sugiere como una alternativa para mostrar que la conservación de los ecosistemas no es sólo una aspiración ética de la sociedad sino también una necesidad estrechamente ligada a la satisfacción de las necesidades básicas de la vida humana. Conforme a la Evaluación de Ecosistemas del Milenio (Millennium Ecosystem Assessment, 2005), los servicios ambientales incluyen: (i) "servicios de aprovisionamiento" de alimentos, agua, madera y otras materias primas como así también de recursos genéticos; (ii) "servicios de regulación" de los procesos de los ecosistemas que incluyen la regulación del clima, mantenimiento de la calidad del aire, control de la erosión, regulación de enfermedades humanas y purificación de aguas; (iii) "servicios culturales" relacionados con beneficios no materiales que hacen a los aspectos recreativos, educativos, estéticos o de belleza escénica de los ecosistemas; y (iv) "servicios de soporte" que hacen posible la provisión de todos los otros servicios ambientales y que incluyen la producción de oxígeno, la formación de suelos y el ciclo de nutrientes.

En este contexto, los bosques nativos brindan una amplia variedad de productos y de servicios ecosistémicos, para crear así oportunidades sociales y económicas. La variedad de valores de los bosques nativos ha sido apreciada desde hace mucho tiempo por los pueblos originarios, y se refleja en las demandas cada vez mayores de la sociedad moderna, tanto por madera como por productos forestales no madereros y de servicios ecosistémicos. Asimismo, en los últimos tiempos se ha generado una mayor conciencia ambiental y social en cuanto a los bosques nativos, constituyéndose en tendencias globales importantes que afectan el uso y conservación de los mismos. Por lo tanto, la meta de alcanzar un manejo forestal sostenible que incluya el uso múltiple requiere de prácticas silviculturales con un buen nivel operativo y adecuada integración de todos los factores de sustentabilidad. El manejo de los bosques para el uso múltiple de los recursos de la tierra, no sólo es una manera potencial de aumentar los ingresos que perciben las comunidades, empresas y/o propietarios, sino también de preservarlo de las amenazas o eventuales crisis económicas sectoriales. Sin embargo, el conocimiento sobre técnicas de manejo silvícola de los productos y servicios del bosque en relación con

la disponibilidad de oportunidades de mercado pueden ser muy diferentes a lo largo y ancho de país. Debido a que en general, la capacidad para implementar el manejo forestal de uso múltiple es baja, los silvicultores enfrentan grandes desafíos para ajustar sus prácticas a las regulaciones forestales que casi nunca consideran los múltiples bienes y servicios de los bosques, ni los problemas ecológicos y/o sociales locales. Por otro lado, en la mayoría de las regiones boscosas del país se carece de modelos vigentes y aceptados de manejo forestal sostenible. Por lo tanto, la silvicultura debería tener un enfoque de manejo que busque optimizar el balance, analizando los conflictos entre la producción, y la conservación de los bienes y servicios del bosque, teniendo en cuenta no solo objetivos de largo plazo sino, los inmediatos de los productores y la sociedad, de modo de diseñar modelos viables de producción sostenible.

La sanción de la Ley n.° 26331/07 de Presupuestos Mínimos de Protección Ambiental de los Bosques Nativos o Ley de Bosques Nativos, establece la directrices y normativas para ejercer una activa política pública en materia de conservación de este recurso y reconoce diferentes prestaciones de los ecosistemas boscosos en función a una clasificación previa de los mismos. Estos beneficios, que se derivan de la articulación entre la protección y el manejo de los bosques nativos, deben sin duda ser promovidos en favor de aquellos propietarios que realicen este esfuerzo de manejo sostenible y de conservación. Es decir, la silvicultura propuesta para el manejo y el aprovechamiento de los bosques nativos de Argentina debe cumplir con las siguientes tres condiciones mínimas de acuerdo con la ley (cap. 5 art. 16), que se apoyan en los principios de la Ordenación Forestal, que son el de persistencia de los bosques nativos a largo plazo, la producción sostenida (económica, social y ecológicamente) y el mantenimiento de los servicios ambientales. Un problema ya mencionado para la aplicación efectiva de la ley, es la carencia de modelos vigentes que cumplan con dichas condiciones mínimas.

El enfoque del presente libro intenta contemplar las prácticas silviculturales para generar y mantener bosques que respondan a diferentes objetivos del sector productivo y la sociedad. Este enfoque plantea la necesidad de una silvicultura con fines madereros, pero también integrada a acciones que garanticen la disponibilidad del agua (calidad y control de caudales), la conservación de la biodiversidad, la recreación, la seguridad alimentaria a través de la agrosilvicultura, entre otras. Sin lugar a dudas que, en todo ello, una parte importante del desafío forestal es la integración de actividades pecuarias en un país de fuerte tradición ganadera. No hay camino de exclusión posible, y la regulación para alcanzar estándares que permitan un desarrollo sostenible en las distintas regiones del país debe ser una prioridad. En este sentido, un cambio significativo ha sido la implementación del enfoque de sistemas silvopastoriles (SSP) ha tomado importancia en los últimos 20 años en diferentes regiones de Argentina, p. ej. donde aproximadamente el 70% de los bosques de ñire (*Nothofagus antarctica*) (526.000 ha) en Patagonia tienen un uso ganadero con un escaso manejo silvopastoril integral de los establecimientos, y donde en la región del Parque Chaqueño se estima que alrededor de 6 millones de hectáreas tienen algún tipo de uso silvopastoril no manejado (ganadería de monte) (Peri *et al*., 2016). En la mayoría de los casos, la producción ganadera se ha basado en prácticas de alta intensidad de impacto, que incluyen remoción de biomasa leñosa (arbustiva y arbórea), a través de lo que se denomina “desmonte selectivo”, con siembra de especies forrajeras megatérmicas de alta producción, como el gatton panic (*Panicum maximun* cv. *Gatton*) en el Chaco Semiárido y buffel grass (*Cenchrus ciliaris*) en el Chaco Árido. Este tipo de uso altera significativamente la estructura del bosque original dejando en pie solo parte de los árboles de las clases de tamaño mayores y removiendo el estrato medio y arbustivo. Estas prácticas influyen sobre la reposición del estrato arbóreo y parte de la biodiversidad del ecosistema. Asimismo, son necesarios tratamientos para controlar la reinstalación de leñosas, a través de rolados, agroquímicos o fuego, que incrementan la intensidad del tratamiento en el tiempo. Al presente, los SSP propuestos logran mejorar los servicios de aprovisionamiento, pero aún no consideran explícitamente los otros servicios ecosistémicos, siendo necesario diseñar prácticas que los incluyan dentro de una planificación a escala de paisaje y de largo plazo. Asimismo, la denominación de estos sistemas como SSP, ha sido muy cuestionada por proponer solamente de una propuesta de manejo destinada a optimizar la producción animal, dejando de lado cualquier consideración acerca del manejo del componente forestal. Los SSP sin duda han cambiado los paradigmas de manejo silvícola actuales, y esto se valida teniendo en cuenta que en el período 2010-2016 de ejecución de la Ley n.° 26.331, alrededor de un 70% de los Planes de Manejo presentados corresponden a sistemas pretendidamente silvopastoriles. Esto realza la importancia de contar con nuevas propuestas de manejo, y una silvicultura que congenien las expectativas de producción forestal y ganadera con la conservación de los demás servicios ecosistémicos de los bosques nativos.

En la última década, el principal uso (más del 65%) de la madera de los bosques nativos fue como leña (carbón o consumo directo) provenientes principalmente de la región chaqueña. Este uso diferencial de productos forestales del bosque nativo orientado a productos de muy bajo valor influye con diferente magnitud en las diferentes regiones del país, dependiendo mayormente del tipo de silvicultura que se aplica y el área de influencia. Hay experiencias que pueden mostrarse como exitosas, tanto en el uso del ambiente, como en la cadena de distribución de los productos (ver cuadro 1).

Otra mirada de las nuevas tendencias en la silvicultura que busca la integración y diversificación productiva está puesta sobre los productos forestales no madereros (PFNM), los cuales son definidos como aquellos bienes de origen biológico (distinto de la leña, la madera y el carbón vegetal), y los servicios ecosistémicos brindados por los bosques, y que requieren de un manejo específico e integrado al uso del ecosistema boscoso. Entre las fuentes de estos productos se encuentran una gran variedad de árboles, arbustos, hierbas, musgos, líquenes, helechos, hongos que son utilizados con fines alimenticios, aromáticos, artesanales, farmacéuticos, medicinales, etc. De las diversas especies de los bosques nativos se pueden extraer diferentes productos como aceites esenciales, ceras, gomas y resinas. En Argentina, el conocimiento tradicional y local adquirido por comunidades originarias ha permitido que el uso de la diversidad biológica de los bosques nativos sea por períodos muy largos de tiempo, sin el deterioro del ambiente ni del recurso en sí mismo, p. ej. en la zona Noroeste del Monte suelen utilizarse tinturas naturales de la corteza del lecherón o curupí (*Sapium haematospermum*) para teñir de amarillo-oro tejidos, corteza y hojas del nogal criollo (*Juglans australis*) que se utilizan para dar a las fibras un intenso color marrón oscuro, y con uso alimenticio encontramos especies como el piquillín (*Condalia microphylla*) y la tuna (*Opuntia spp*.). En la Selva Misionera, además del árbol de yerba mate (*Ilex paraguariensis*) que posee propiedades estimulantes, diuréticas y digestivas, además de un importante valor cultural, existe una gran cantidad de especies

apreciadas por su poder medicinal, p. ej. la palmera cocotera mbocoyá (*Acrocomia aculeata*) utilizada en enfermedades de las vías respiratorias y el hígado, la palmera pindó (*Syagrus romanzoffiana*) para la diabetes, el guatambú saiyú (*Aspidosperma australe*) contra el paludismo, el palo rosa (*Aspidosperma polyneuron*) para combatir los resfríos y catarros, el guatambumí (*Esenbeckia densiflora*) como febrífugo, la guatatumba (*Casearia sylvestris*) como antirreumático y el sangre de drago (*Croton urucurana*) para el dolor de caries dentales y para combatir la reacción alérgica provocada por las picaduras de algunos insectos. En la Selva Tucumano Boliviana son utilizadas con fines curativos el lapacho rosado (*Handroanthus impetiginosus*) como antirreumático, el mamón del monte (*Carica quercifolia*) como vermífugo, el nogal criollo (*Juglans australis*) para controlar diarreas y dolores estomacales, y el tomate de árbol (*Solanum betaceum*) que además de tener un gran valor alimenticio es utilizado para combatir la gripe y calmar las migrañas y cefaleas severas. En los Bosques Andino Patagónicos existe una enorme variedad de frutos silvestres que los habitantes utilizan frescos o elaborados como la frutilla silvestre (*Potentilla chiloensis*), el maqui (*Aristotelia chilensis*), el calafate (*Berberis microphylla*), la chaura (*Gaultheria mucronata*), la parrilla (*Ribes magellanicum*), la zarzaparrilla (*Muehlenbeckia hastulata*) y la parrillita (*Ribes cucullatum*). Otras especies se usan para condimentar los alimentos, como el canelo (*Drimys winteri*) en reemplazo de la pimienta, el quin-quin (*Osmorhiza chilensis*) en lugar del eneldo y el culle colorado (*Oxalis andenophylla*) como substituto del limón. Además, sobre algunas especies del género *Nothofagus* crece un hongo conocido como pan de indio (*Cyttaria darwinii*), cuya fructificación formaba parte importante de la dieta de los pueblos originarios. Con la caña coligüe (*Chusquea culeou*) se construyen muebles, cercos, corrales y partes de viviendas, y entre los helechos, *Rumohra adiantifornis*, es ampliamente utilizado por su valor ornamental. En el Parque Chaqueño como en el Espinal existe una importante variedad de plantas melíferas como el espinillo (*Vachellia caven*), el garabato (*Senegalia praecox*), el cedrón del monte (*Aloysia gratissima*), el timbó colorado (*Enterolobium contortisiliquum*), el chañar (*Geoffroea decorticans*), el guayubirá o guayaibí (*Cordia americana*), el ñandubay (*Prosopis affinis*), el itín (*Prosopis kuntzei*), el algarrobo negro (*Prosopis nigra*), el vinal (*Prosopis ruscifolia*), el tintitaco (*Prosopis torquata*) y el mistol (*Sarcomphalus mistol*). Asimismo, de muchas especies pueden extraerse aceites para su utilización en perfumes, como la tusca (*Vachellia aroma*), el espinillo (*Vachellia caven*), el cedrón del monte (*Aloysia gratissima*), el ñangapirí (*Eugenia uniflora*), el guabiyú (*Myrcianthes pungens*) y la palmera caranday (*Copernicia alba*). Otro ejemplo destacado es el árbol de brea (*Parkinsonia praecox*), del cual se obtiene un exudado con varios usos en la industria alimenticia y farmacéutica. El aprovechamiento de los PFNM puede implicar un gran potencial para el futuro desarrollo de las economías locales y regionales, y fundamentalmente como fuente de trabajo, mitigando así la migración interna hacia los alrededores de los grandes centros urbanos. La necesidad de una certificación para la cosecha de los PFNM requiere de pautas de manejo que garanticen su sostenibilidad. Los primeros certificados emitidos han sido otorgados a productos internacionalmente reconocidos, que se caracterizan por largas historias de uso, como el chicle (en el trópico americano), las nueces de Brasil y el jarabe de arce. El diseño de pautas efectivas para la certificación depende de los conocimientos detallados y específicos para cada especie, respecto a la densidad, la distribución, la regeneración, y las prácticas de cosecha y el manejo de las especies particulares de cada región, así como de la parte de planta que se cosecha. La evaluación de un bosque para la producción de PFNM es inherentemente distinta a la que se realiza para la producción de madera, y en este sentido se requiere de una nueva generación de silvicultores y evaluadores.

También es necesaria una silvicultura específica para la restauración del bosque nativo. Según datos de la Dirección de Bosques del Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible durante el período 1998-2015 se perdieron 4,15 millones de hectáreas de bosques nativos, con una tasa anual de deforestación de 0,83%, por lo que Argentina forma parte de los países que más deforestación presentan en el mundo (FAO, 2015). En este contexto, se plantean acciones para el desarrollo de un Programa Nacional de Restauración de los Bosques Nativos Degradados (2018-2023), entendiendo a la restauración como "el proceso planificado de recuperación de la estructura de la masa forestal original", constituyendo un instrumento de apoyo y orientación para la toma de decisiones de las jurisdicciones nacionales y provinciales que permita direccionar procesos de desarrollo forestal en regiones con presencia de bosque nativos, en el marco de la Estrategia Nacional de Mitigación y Adaptación al Cambio Climático. La Sociedad Internacional para la Restauración Ecológica (SER) generó en 2004 los principios, lineamientos y marco conceptual para el abordaje de los procesos y técnicas adecuadas para la restauración ecológica. Por ejemplo, bajo el concepto de rehabilitación, que no implica llevar al ecosistema degradado a un estado original, en ocasiones la siembra de árboles nativos o de especies pioneras dominantes y de importancia ecológica puede iniciar el proceso de la recuperación parcial de elementos estructurales o funcionales de dicho ecosistema forestal. En pocas palabras, el gran desafío de la silvicultura es consensuar los objetivos de un manejo múltiple y sostenible, priorizando entre los varios usos del bosque propuesto por productores, el gobierno (local, provincial y/o nacional) y la sociedad en su conjunto.

1.3 Sistemas complejos y escala espacial del manejo silvícola

La complejidad del manejo forestal integral, diversificado y sostenible deriva de las compensaciones de los objetivos propuestos, tanto positivas como negativas, y de la dificultad de medir y obtener una remuneración para muchos de los beneficios sociales, culturales y ambientales que se obtienen de los bosques nativos. Nuestro marco conceptual del manejo sostenible de los bosques nativos de la Argentina y su silvicultura, parte de una concepción no dicotómica de las relaciones entre las sociedades y los ecosistemas, lo cual determina un socio-ecosistema compuesto por un sub-sistema biofísico en el cual se ubica el bosque nativo y los procesos naturales que permiten la provisión de los servicios ecosistémicos, un subsistema económico-productivo el cual se rige por el sistema económico dominante en un momento determinado y que determina las políticas públicas, y un sub-sistema socio-político-cultural que refleja la el arreglo y funcionamiento institucional, las políticas públicas, la organización social de una empresa forestal o familias que aprovechan el bosque nativo desde una dinámica cultural particular (fig. 1.1). En este esquema se debe enmarcar el manejo forestal del bosque nativo, tanto su silvicultura y las interrelaciones entre cada uno de los sub-sistemas, como la dinámica de estas en el tiempo y en el espacio.

A escala nacional, el objetivo del manejo forestal sostenible es contribuir al desarrollo de las comunidades asociadas a todos los tipos de

bosques nativos de Argentina, bajo altos estándares ambientales y con ello asegurar sus múltiples funciones ecosistémicas. Los servicios ambientales nacionales, pero de impacto global que ofrecen los bosques nativos (p. ej. la mitigación del cambio climático y la conservación de la biodiversidad), debieran atenderse a nivel internacional, ya que todas las naciones tienen interés en que se mantengan. Por ejemplo, la comunidad internacional se encuentra actualmente aplicando un nuevo mecanismo destinado a la reducción de emisiones de gases efecto invernadero (GEI) provenientes, entre otros factores, de la deforestación y de la degradación de los bosques existentes en países en vías de desarrollo (REDD+), de la cual Argentina es parte. El país ha asumido compromisos de disminución de emisiones de GEI y mejorar el balance de captura-emisión, en ello se están definiendo mecanismos particulares para disminuir los niveles de deforestación y degradación de los bosques, en simultáneo de fortalecer un Programa Nacional de Restauración de Bosques Degradados, que permita recapturar en el mediano y largo plazo gran parte del carbono emitido por la degradación.

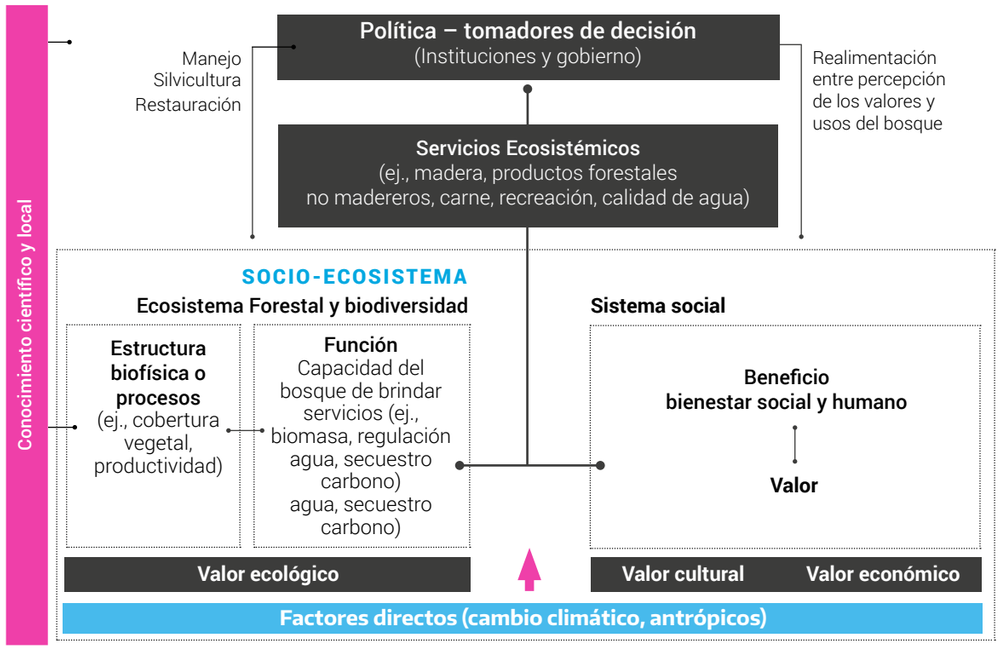


Figura 1.1. Marco conceptual de socio-ecosistema para la valoración integrada del manejo de los bosques nativos de la Argentina y su silvicultura (adaptado de Braat y de Groot, 2012).

A escala regional y de paisaje la creciente conciencia acerca de la importancia socioeconómica, ambiental y cultural de los bosques ha hecho que surjan nuevos enfoques que requieren de un manejo o silvicultura especial como lo necesario para el mantenimiento y mejora de áreas de captación de agua (cuencas) o de corredores para la conservación de la fauna (Peri *et al*. 2017a). Este enfoque también ayuda a los propietarios de bosques (privados o estatales) a unirse a esfuerzos cooperativos para producir y comercializar servicios ambientales y para desarrollar la infraestructura necesaria. Por ejemplo, a nivel de paisaje en la actualidad existe un debate con enfoques aparentes dicotómicos, como propuestas para conservar la biodiversidad en paisaje productivos: 1. separación entre producción y conservación (*land sparing*) y 2. integración de producción y conservación (*land sharing*) (fig. 1.2). La separación entre producción y conservación se refiere al concepto de aumentar la superficie con intensificación agropecuaria para incrementar la productividad por área, lo que permitiría liberar o destinar más tierras con bosques nativos para la conservación de la biodiversidad a nivel de región o paisaje (Phalan *et al*, 2011). Por su parte, la integración de producción y conservación se refiere a la idea que una agricultura alternativa, diversa y ecológica permitiría la conservación de la biodiversidad a nivel de paisaje, el caso de las prácticas silviculturales en bosque nativo en un paisaje productivo, puede ser un ejemplo de mantenimiento de la biodiversidad a nivel del paisaje (Perfecto *et al*., 2009). Sin embargo, el debate del enfoque separación producción-conservación (land sparing) *versus* el de integración producción- conservación (land sharing) se basa en supuestos, que a veces son más ideológicos-políticos que fundamentos científicos. Uno de los supuestos implícitos utilizados con frecuencia para justificar el enfoque *separación producción-conservación* es la necesidad de intensificar las actividades agrícolas para producir más alimentos frente a la mayor demanda a nivel mundial. Si bien se ha estimado que para el año 2050 debería aumentarse la producción de alimentos en alrededor del 70% (FAO, 2009), en la actualidad se desperdicia un tercio de los alimentos que se producen en el planeta, esto es 1.300 millones de toneladas, con lo cual se podría alimentar a alrededor de 900.000 personas (FAO, 2017). Otro punto en discusión es que el enfoque de *land sparing* asume que si se puede producir más proteína o fibras de origen animal por región o paisaje productivo (con mayor superficie y productividad por superficie), esto permitiría también que mayor área pueda ser destinada para la conservación. Empíricamente se ha demostrado que esto raramente sucede (Lambin y Meyfroidt, 2011). El planteo *land sparing* claramente propone una especialización en el uso de los recursos naturales enfocado en las maximizaciones de las superficies productivas del paisaje. Bajo esta mirada, el bosque nativo sólo tiene destino de conservación, perdiendo de vista su rol productivo y reproductivo, donde habitan y desarrollan su cultura las familias rurales y pequeñas y medianas empresas, pero además de la propiedad de a la vez de ser productivo actuar como un eficiente reservorio de biodiversidad. La intensificación, que lleva a la especialización productiva, favorece el desempeño empresarial o de grandes productores, pero en cambio margina de su condición como productores a muchas familias rurales que hacen uso múltiple del bosque y que encuentran su lugar en sistemas de producción diversificados y de bajo insumo. La promoción extendida de sistemas del tipo *land sparing* o modelos basados en la separación de la producción y la conservación, podrían tener, por ejemplo, las implicancias que tuvo el avance desmedido de la frontera agropecuaria sobre la región chaqueña en las décadas del '80 y '90, y hasta muy recientemente. Esa conversión a pastizales sin bosques del Chaco, trajo aparejado el "reemplazo" de actores sociales tradicionales por nuevos actores: familias rurales de pequeños productores por empresas agropecuarias, la mayoría de las veces extra-territoriales, con el subsecuente despoblamiento rural y migración a los cinturones de pobreza de las grandes ciudades (Silvetti, 2012). El debate entre ambos enfoques aún tiene puntos claves a seguir discutiendo, tanto en el

plano científico-técnico como en el político. Pero creemos que la discusión se ha centrado sólo en la conservación de la biodiversidad y en maximizar la renta agropecuaria, dejándose de lado posibles consecuencias sobre los sistemas socio-ecológicos sobre los que se asientan las propuestas. Por otro lado, hasta el momento no se ha puesto suficiente atención en la necesidad de contemplar las interacciones de la escala predial-regional en el uso del bosque nativo ya que la discusión land sparing versus land sharing se ha centralizado principalmente a escala regional. Sin embargo, este enfoque no ha proporcionado una estrategia de gestión que evite conflictos socio-ambientales en los territorios, p. ej. las consecuencias del desmonte sobre procesos hidrológicos a una escala de cuenca, que suelen acarrear inundaciones y/o procesos de erosión. Respecto a la relación biodiversidad/productividad y escalas de abordaje, debe tenerse en cuenta que variará no solo por la estructuración a nivel del predio y del paisaje que lo componen, sino también por otras variables del manejo (p. ej. presión de pastoreo del ganado doméstico), por factores asociados a escala, a sitio ecológico (asociado al potencial productivo) y estado de conservación (Cingolani *et al*., 2008). En este sentido, es importante a nivel predial conservar parte de los hábitats primarios, y no solo pensar en que dichas funciones sean realizadas en otros predios. En el aprovechamiento ganadero o forestal en un marco de land sparing, gran parte de la riqueza de especies ocurren en áreas pequeñas. La intensificación ganadera en bosques nativos a menudo disminuye la riqueza de especies de plantas vasculares. En este contexto, es probable que la preservación de la tierra mediante la intensificación de partes del paisaje tenga un impacto perjudicial en la biodiversidad, en particular si el ambiente a escala paisaje está fragmentado. Las poblaciones de organismos que se encuentran en paisajes fragmentados se caracterizan por extinciones locales y recolonizaciones determinadas por la tasa de migración entre fragmentos (Gilpin, 1987). Lo que sugiere esta teoría con respecto a la conservación de la biodiversidad en paisajes fragmentados es que, como mínimo, debe considerarse el papel de la matriz agrícola como facilitadora o inhibidora del movimiento de organismos entre fragmentos de hábitat natural (Herrera, 2012). Al igual que en el caso de la conservación de la biodiversidad, el desempeño de los demás servicios ambientales del bosque nativo no solo dependerá de aplicar modelos land sparing o land sharing, sino que estarán en gran medida determinados por la escala y el criterio con que se aplique una u otra alternativa. El estado de degradación/conservación de un área forestal y su potencial de uso (por ejemplo, de un predio o cuenca) no sólo dependerán de su historia de uso o estado de degradación/conservación, sino que también dependerá de su ubicación en el paisaje y la interrelación con otras unidades del paisaje. Esto se debe a que si el paisaje está muy degradado (o reemplazado) podría producirse una retroalimentación positiva de procesos de degradación a nivel espacial (p. ej. el contagio espacial planteado por Bestelmeyer y Briske, 2012). La propagación espacial de la degradación puede ocurrir debido a que existe un alto flujo de materia y energía entre diferentes ecosistemas (unidades del paisaje) dentro de un mismo paisaje, siendo de fundamental importancia las interacciones vinculadas a aspectos hidrológicos (Wainwright *et al*., 1999). En este sentido, puede ocurrir que en la parte más baja de un determinado paisaje se realiza un uso adecuado del recurso forrajero/forestal (con carga animal o tasa de extracción de leña ajustada a la productividad), pero en la parte más elevada (p. ej. cabecera de una cuenca) se ejerce un sobreuso de los recursos (p. ej. sobrepastoreo o extracción maderera excesiva) que degrada el bosque nativo y el suelo que lo sustenta. En ese escenario, llegará un punto de degradación de la parte alta del paisaje que ocasionará un aumento en la cantidad de agua y sedimentos que escurren pendiente abajo, promoviendo así la erosión de suelo tanto en la parte alta como en la parte más baja del paisaje. En estas escalas es posible desarrollar un punto de vista común si se llevan a cabo procesos de planificación que incluyan a todos los actores de la gestión forestal y su silvicultura de paisaje.



Figura 1.2. Esquema explicativo de la diferencia entre una estrategia de separación de la producción y la conservación, y una estrategia de integración de la producción y la conservación (adaptado de Phalan *et al*., 2011).

A escala predial, la gestión forestal y la silvicultura diseñada para ella se aplican para lograr objetivos específicos vinculados a la producción y la economía bajo condiciones locales particulares compatibles, la cual bien asociada con los procesos ecológicos y sociales favorecerá el desarrollo de modelos sostenibles. En una unidad de gestión forestal, los rodales individuales se manejan según los objetivos planteados (madereros o multipropósito) y su estatus varía en el tiempo, por ejemplo en un momento dado es posible que un rodal tenga una baja cobertura arbórea luego de una cosecha forestal, mientras que otros rodales se encuentran en diferentes etapas de desarrollo y con cobertura completa del dosel.

1.4 Base conceptual de la silvicultura: Ecosistemas noveles, estados y transiciones

El cambio climático, la invasión de especies exóticas, entre otros factores, asociados a la vulnerabilidad de los ecosistemas forestales a estos fenómenos son aspectos que deben ser considerados en el planeamiento y la silvicultura propuestas, ya que no solo puede afectar la producción forestal y balance de los procesos ecosistémicos, sino que además los bosques son un elemento central en la amortiguación de estos impactos y constituyen un medio de adaptación al cambio climático. Es imposible entender el comportamiento de un ecosistema, como los bosques nativos, examinando únicamente a los individuos o especies que lo componen. Se requiere, una mirada que contemple las interacciones y jerarquías (integrando escalas de espacio y tiempo). En este sentido, existe evidencia indiscutible de que algunos

ecosistemas se han alejado por completo e irreversiblemente de sus análogos históricos. En nuestros bosques nativos (principalmente el Parque Chaqueño), el manejo ganadero (sistema de pastoreo) y silvícola en combinación con otros factores y disturbios naturales (sequías) y antrópicos (incendios) generaron un mosaico de parches de vegetación de distinta composición florística y estructural. Estos parches, que pueden tener distintos lapsos de tiempo, pueden considerarse como estados alternativos del bosque original como consecuencia de distinta presión o intensidad de uso, por lo que representan distintos niveles de integridad ecológica. Los eventos de sequías, el aumento de la temperatura, como consecuencia del cambio en los patrones climáticos, pueden inducir a cambios en los procesos asociados como la mortalidad de los árboles, la substitución por otras especies (reclutamiento diferencial de las especies) más adaptadas a las nuevas condiciones climáticas, eventuales reducciones de la densidad de las poblaciones y de la consecuente competencia entre las especies vegetales dominantes, el aumento del riesgo de los incendios forestales y la aparición de eventuales defoliaciones masivas y decaimiento de árboles (Spittlehouse *et al*., 2003). Este contexto de cambio climático implica nuevos desafíos a la gestión forestal y la silvicultura asociada a ella, especialmente en comunidades de bosque nativo constituidas por especies poco resilientes. Por otro lado, desde un punto de vista ecológico el pastoreo en bosques nativos, la extracción de leña y madera, y el fuego son factores de disturbio que pueden desencadenar cambios en la vegetación, denominados sucesión vegetal. Clements (1936) definió este concepto a través de un modelo de cambios unidireccionales de la vegetación (sucesión primaria y secundaria lineal) hacia un estado en equilibrio con el clima (climax). Según este modelo, los factores de disturbio producen cambios en el ecosistema (cambios en la diversidad, cobertura vegetal, productividad), lo cual lo aleja de su estado de equilibrio. Si desaparece el factor de disturbio, el ecosistema tiende a retornar por sí mismo a su estado original, con cambios paulatinos y continuos. Es decir, en un ecosistema existiría un gradiente continuo de diferentes estados de la vegetación que va desde condiciones sin uso antrópico (prístinas) a condiciones sobre-explotadas y muy degradadas. Si bien el modelo sucesional ha realizado un gran aporte y avance, la visión de este tipo de procesos ha ido cambiando hacia modelos multidireccionales y lo suficientemente flexibles como para contemplar la complejidad de la naturaleza, permitiendo determinar procesos y factores claves que controlan los ecosistemas para su aplicación al manejo sostenible. En este contexto, surgen nuevos conceptos como el de ecosistemas híbridos y noveles (Hobbs *et al*., 2006), y el de Estados y Transiciones (Westoby *et al*., 1989).

Los ejemplos de ecosistemas híbridos y noveles (neo-ecosistemas) están creciendo rápidamente en la literatura ecológica, y hay actualmente discusiones sobre cómo modificar la gestión y las políticas actuales para hacer frente a los cambios rápidos que se observan sobre el terreno. Los ecosistemas noveles son aquellos que poseen una composición de especies y abundancia diferentes a las comunidades originales (p. ej. bosques primarios) que determinan potenciales cambios en el funcionamiento del ecosistema y que son el resultado del uso directo o indirecto del ambiente (p. ej. manejo de los bosques) pero que no dependen de la continuación intervención humana para su mantenimiento (Hobbs *et al*., 2006). Es decir, dichos ecosistemas son el resultado de la respuesta biótica a condiciones abióticas inducidas por el ser humano y/o nuevos factores bióticos (p. ej. degradación del suelo, enriquecimiento de la fertilidad del suelo, introducción de especies invasoras, sequías) (fig. 1.3a) (Hobbs *et al*., 2009). En este contexto, un ecosistema híbrido se puede definir como aquel que conserva las características del sistema original (ciclo de nutrientes, hidrología, diversidad de especies), pero cuya composición o función se encuentra fuera del rango histórico de variabilidad. Los sistemas silvopastoriles en bosques nativos con la introducción de especies forrajeras en el sotobosque y ganado doméstico podrían interpretarse como ecosistemas nóveles o híbridos, según la intensidad de la intervención. Varias trayectorias diferentes de cambio de los ecosistemas históricos (p. ej. bosques primarios en la época precolombina), son probables si las alteraciones abióticas o bióticas ocurren por separado o en simultáneamente (fig. 1.3b). Las preguntas clave para el futuro se relacionan a la manera de desarrollar esquemas de gestión de los bosques nativos de Argentina que maximicen los cambios beneficiosos y reduzcan los aspectos menos beneficiosos. De esta definición se deprende otro problema que de considerar también cómo y quién define el beneficio. Las nociones tradicionales de conservación y restauración de la biodiversidad recurren directamente a las condiciones históricas como referencia, sin embargo, en la actualidad se están reconsiderando estas posturas en el contexto del rápido cambio climático que ocurre en nuestro planeta. Asimismo, debido a que los ecosistemas nóveles son el resultado de las acciones humanas, se requiere que la gestión pública, a través de las Direcciones de Bosques, guíen su desarrollo. En general, la conservación tiene como objetivo reducir o prevenir tanto el cambio abiótico como el biótico, mientras que la restauración ecológica tiene como objetivo mitigar el cambio abiótico y revertir el cambio biótico para orientar al sistema hacia una composición y función del estado histórico y más valorado del bosque. Es frecuente que planes de conservación no puedan eliminar todas las especies exóticas de los ecosistemas y además varios autores argumentan que las especies no nativas tendrán un papel importante en la provisión de servicios ecosistémicos en el futuro siendo componentes importantes de muchos sistemas proporcionando hábitat o recursos para otras especies (Ewel y Putz, 2004). Desde la perspectiva de ecosistemas nóveles, Hobbs *et al*. (2009) plantean tres opciones para el manejo (fig. 1.3c): (i) situaciones donde la conservación o la restauración hacia un ecosistema histórico podría seguir siendo un objetivo útil y alcanzable, especialmente si la definición del sistema histórico se amplía para incluir una cierta cantidad de modificación y/o adición de nuevas especies; (ii) áreas donde la restauración de las estructuras y funciones claves del ecosistema aún se puede alcanzar; y (iii) zonas donde los cambios bióticos y/o abióticos han forzado una transición a un sistema novel que es poco probable que regrese a un estado histórico (o de referencia). En este contexto se enmarca las prácticas silviculturales de rehabilitación, que no implica llevar al ecosistema forestal degradado a un estado original, sino que se enfoca en el restablecimiento de manera parcial de elementos estructurales o funcionales de dicho ecosistema deteriorado, y así recuperar la productividad y los servicios ambientales del mismo. Este caso corresponde a una rehabilitación de la función ecosistémica, incluso con un reemplazo de las especies que lo componen (Samper, 2000). También, la definición de recuperación, se enmarca en el concepto de ecosistemas noveles, ya que tiene como objetivo recuperar la utilidad de un ecosistema sin tener como referencia un estado pre-disturbio (o la intención de retornan a un ecosistema original o histórico), es decir, se reemplaza un ecosistema degradado por otro productivo (Munshower, 1994). En este sentido, la recuperación Incluye técnicas como la estabilización, el mejoramiento estético y por lo general, el retorno de las tierras a lo que se consideraría un propósito útil dentro

del contexto regional. La revegetación, que normalmente es un componente de la recuperación, podría significar el establecimiento de sólo una o unas pocas especies vegetales nativas, predominando las especies exóticas o provenientes de otros ecosistemas asociados.

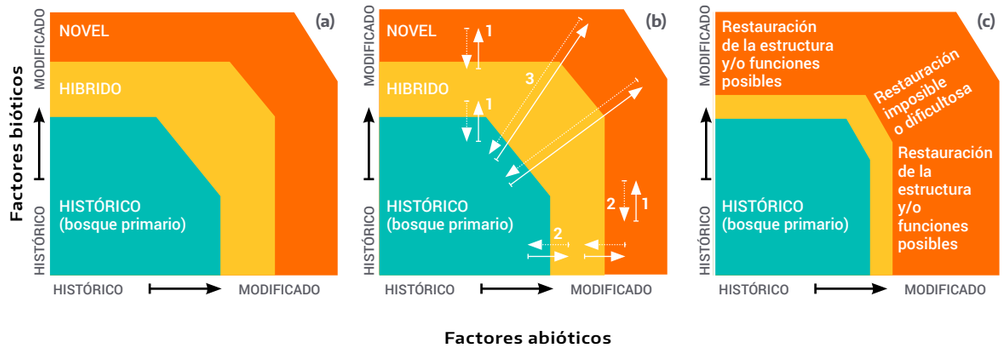


Figura 1.3. (a) Tipos de ecosistemas que se desarrollan bajo diferentes niveles de modificación biótica y abiótica: histórico (bosques primarios) dentro de su rango histórico de variabilidad (precolombino), híbrido y novel (en el cual los ecosistemas se modifican en forma irreversible por grandes modificaciones a condiciones abióticas o composición biótica). (b) Posibles vías de desarrollo de ecosistemas frente a cambios en la composición biótica (pérdida o incorporación de nuevas especies) y cambios abióticos (uso de la tierra o clima). La vía o trayectoria de cambio 1 es impulsada principalmente por la pérdida de especies nativas existentes y la incorporación de especies invasoras (nativas o no nativas); la vía 2 es determinada al cambiar las condiciones abióticas; y la vía 3 por cambios en los factores bióticos y abióticos actuando sinérgicamente. La inversión en la dirección de estas las vías a través de la eliminación de especies invasoras y/o la mejora de las condiciones ambientales se representan con líneas punteadas. (c) Posibles áreas donde se puede restaurar un ecosistema dentro del rango histórico de variabilidad (incluye la mayoría de los sistemas híbridos), donde la restauración de la estructura y/o función del ecosistema es probable y áreas donde la restauración es difícil o imposible y, por lo tanto, se requieren objetivos de gestión alternativos (adaptado de Hobbs *et al.*, 2009).

Los modelos de estados y transiciones (MET) (Westoby *et al*., 1989) surgen como una herramienta útil para explicitar los cambios que sufren los bosques nativos bajo diferentes tipos de disturbios y guiar en la toma de decisiones para un manejo sostenible. Este modelo propone un enfoque metodológico-conceptual, el cual define que en cada ecosistema existen distintas alternativas de estados de la vegetación, con diferentes transiciones entre ellos. Los estados están asociados a una condición del ecosistema original (bosques primarios o estados de referencia) con estructuras y funciones características relacionadas y, a su vez, a las diferentes capacidades de proveer bienes y servicios ecosistémicos (Rusch *et al*. 2016). Esta dinámica establece una fluctuación espacio-temporal en cuanto a la estructura de la comunidad vegetal del bosque (p. ej. cambios en la cobertura de las especies dominantes) lo que determina diferentes fases para un mismo estado (López *et al*. 2011). Los modelos MET proveen una manera simple y versátil de describir la dinámica de la vegetación para un determinado sitio ecológico en función de disturbios naturales y antrópicos. El sitio ecológico se refiere a un bosque o tipo de elemento del paisaje con características recurrentes de suelo, accidente geográfico, geológico y características climáticas que determinan diferencias respecto a otras masas forestales en la producción, composición de especies y la dinámica de la vegetación bajo un régimen de disturbio natural o de manejo (Bestelmeyer *et al*. 2017). Por ejemplo, el sitio ecológico tipo de los bosques de ñire (*Nothofagus antarctica*) en Patagonia Sur se corresponde a ñirantales de Santa Cruz que representan el 80% de su superficie (159.720 ha) desarrollándose en una clase de sitio V (altura media de los árboles dominantes <8 m), con temperaturas media anuales de 5,0-6,2ºC, precipitaciones de 280-600 mm/año, una evapotranspiración de 950-1650 mm/año, pendientes de 0° a 5º, altitudes <450 m.s.n.m, profundidad efectiva del suelo de 0,4-0,6 m, y una capacidad retención hídrica (capacidad de campo a 0,3 m profundidad) de 50 a 60% (Peri *et al*., 2017b). En las transiciones se plantea cómo suceden esos cambios de un estado a otro. La transición de un estado a otro depende de factores climáticos (lluvias, sequía) y/o de prácticas manejo (p. ej. silvicultura, manejo del fuego, pastoreo). Es decir que la transición entre un estado y otro es disparada por un evento natural o por una acción de manejo, o bien por la interacción entre dichos factores. En este modelo se plantean transiciones negativas de deterioro del ecosistema y positivas de recuperación. Las transiciones negativas serían más factibles que las positivas y muchas veces irreversibles. Asimismo, determinar los diferentes estados de un tipo de bosque nativo y los factores que determinan las transiciones facilitan la toma de decisiones de manejo que tienen como fin evitar cambios no deseados. Según el marco del MET, bajo determinadas condiciones de sitio, como consecuencia de distintos regímenes de disturbio y/o presión antrópica pueden existir estados alternativos del sistema. Cada estado se caracteriza por una determinada composición de la comunidad vegetal, por atributos estructurales y funcionales persistentes y por una dinámica temporal de la vegetación asociada a fluctuaciones climáticas y/o al manejo (Bestelmeyer *et al*., 2009, 2017). Los estados están ligados por transiciones, las cuales pueden ser de degradación (negativas), o de recuperación (positivas). Las transiciones entre estados pueden ser disparadas por eventos naturales (como sequías e inundaciones), por acciones de manejo (como prácticas silviculturales o pastoreo) o por combinaciones de ambos tipos de procesos. Dichas transiciones ocurren cuando los valores de determinadas variables traspasan umbrales (Briske *et al*., 2008). Un umbral crítico es el límite en el espacio y/o en el tiempo entre dos estados, de manera que al ser sobrepasado los procesos ecológicos primarios cambian irreversiblemente y que deben ser restaurados activamente para que el retorno al estado previo sea posible (fig. 1.4) (López *et al*., 2011, Peri *et al*., 2017b). Este umbral se asocia a transiciones negativas donde un factor de disturbio altera no sólo la estructura sino principalmente las funciones del ecosistema forestal, es decir que implica que el bosque pierde o disminuye significativamente su resiliencia (López *et al*., 2011, 2013). El marco de MET permite detectar fases de riesgo dentro de los estados, o condiciones próximas a los umbrales de cambio, que pueden ser vistas como alertas tempranas de los procesos de degradación. Este enfoque permite, a su vez, determinar la vulnerabilidad del ecosistema, al evaluar la resiliencia y resistencia del mismo en cada transición, es decir, la capacidad de retornar al estado inicial o de mantenerse dentro del mismo estado después de un disturbio (fig. 1.4a) (López *et al*., 2011, Bestelmeyer *et al*., 2017). Por ejemplo, basado en los MET, se han desarrollado modelos estructurales-funcionales (López *et al*., 2011) para bosques en Patagonia que evalúa los atributos del ecosistema forestal relacionado a la resilencia, elasticidad, amplitud y resistencia a los factores de disturbio (fuego,

ganadería, raleos, invasión de especies exóticas) (Peri *et al.*, 2017b). A partir de índices de degradación estructural y funcional se pudo relacionar los diferentes estados (7 Estados y 10 Transiciones para los bosques de ñire) con los servicios ecosistémicos (control de erosión de suelo, regulación del ciclo de nutrientes, hábitat, provisión madera y ganadería). Esto determinó poder aportar a la toma de decisiones en que Estados realizar el manejo silvícola sostenible en sistemas silvopastoriles, sin poner en riesgo la integridad de los ecosistemas.

La silvicultura de los bosques nativos debería diseñarse de manera tal de no traspasar umbrales críticos que conlleven a producir cambios a nivel estructural que determinen la pérdida significativa de los procesos claves del ecosistema y de los servicios ecositémicos que brinda. Los MET también nos permiten determinar de manera más objetiva el grado de deterioro o degradación de un bosque determinado como pautas para una silvicultura de restauración. Hay que tener en cuenta que el grado de deterioro del bosque puede producirse por disturbios de pequeña (p. ej. como parte de la dinámica de rodal o parche) o de gran escala (p. ej. como por incendios o plagas). Es por esto que la definición de los estados del bosque nativo y estados de bosque degradado deberían contemplar estas diferencias de escalas espaciales e integrarlas (fig. 1.4b). Identificar las causas del deterioro del bosque es importante para planificar su mejora y/o proponer nuevas hipótesis alternativas. Es conveniente identificar tanto el origen (natural o antrópico) como los efectos de las interacciones entre disturbios (incluyendo la interacción con el cambio climático, los cambios de uso de suelo, y la fragmentación).

En síntesis, cualquiera fuera la aproximación conceptual, una alternativa a tener en cuenta en el manejo sostenible de los bosques nativos frente al cambio climático, manteniendo las principales servicios ecosistémicos (de provisión de bienes como del resto de los servicios), es aumentar la resiliencia de los ecosistemas forestales bajo manejo o acompañar la transformación gradual del sistema favoreciendo su adaptación a las nuevas condiciones, con el objetivo de minimizar los efectos poco deseables de los cambios catastróficos (Millar *et al.*, 2007), p. ej. se puede promover determinadas especies o genotipos menos vulnerables a la sequía, potenciar la diversidad del bosque que facilite la redundancia funcional ante un rango amplio de condiciones climáticas, modificar la estructura del bosque con silvicultura que minimice los efectos negativos de la competencia cuando los recursos hídricos son escasos, promover un manejo forestal que permita la coexistencia de diferentes clases de edad a escala de rodal o de estados a nivel de paisaje, y favorecer los procesos que mejoren la regeneración y el reclutamiento de nuevos individuos arbóreos.

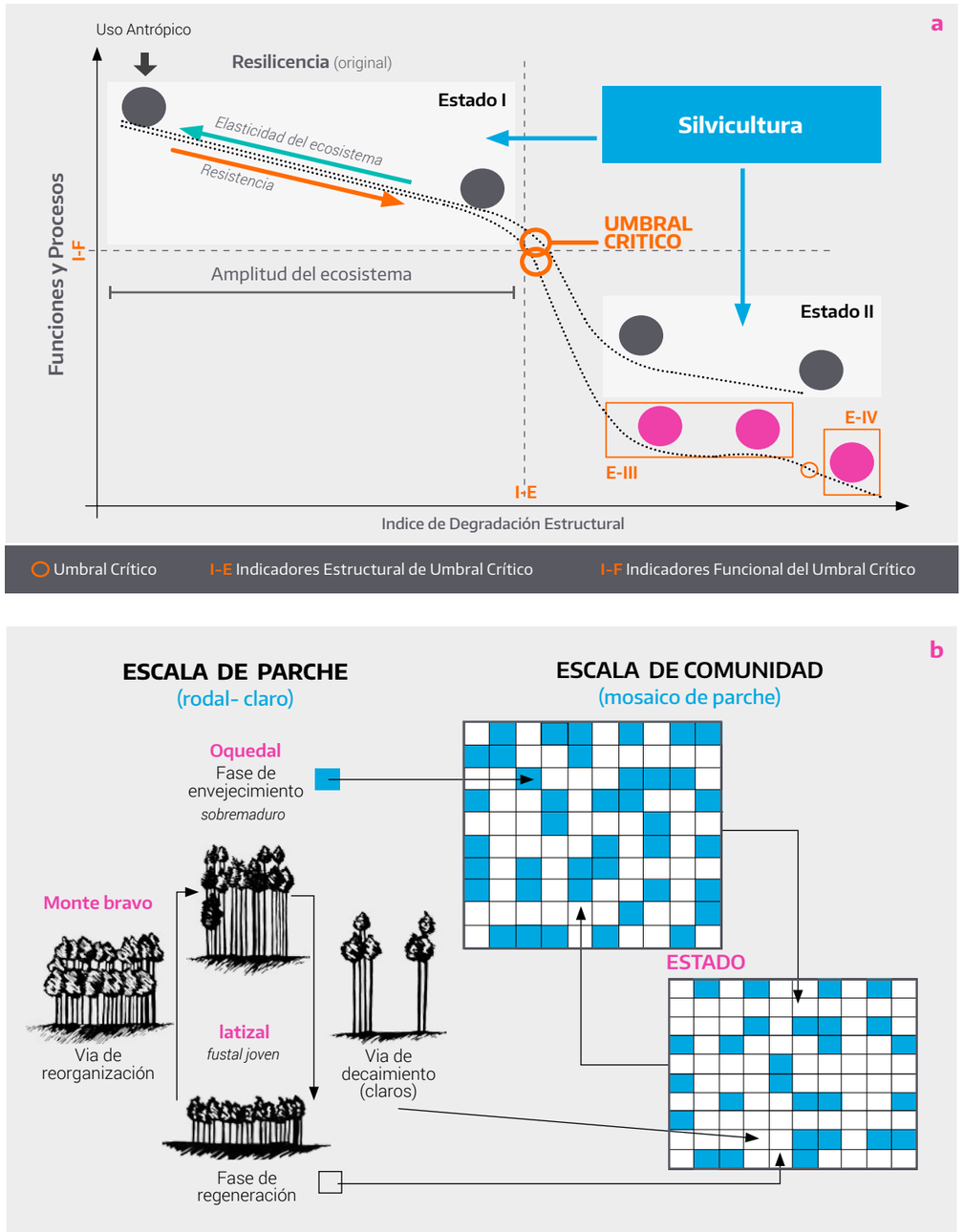


Figura 1.4. **(a)** Esquema de un modelo estructural-funcional de Estados y Transiciones (adaptado de López *et al.*, 2011). **(b)** Esquema de diferentes escalas espacio-temporal en el uso de estos modelos en bosques nativos (ver más detalle en cuadro 3 del capítulo 10).

1.5 Organización del libro

El libro contiene los principales conceptos que aborda esta obra (silvicultura, manejo, ordenación, conservación, manejo sostenible, servicios ecosistémicos), el manejo relacionado a los diferentes usos del bosque, el abordaje de las diferentes escalas espaciales, y marcos conceptuales ante el cambio climático donde se desarrolla la silvicultura (capítulo 1). En el segundo capítulo se describen las características generales de las regiones forestales de Argentina y en el tercer capítulo se presenta una clasificación basada en nuevas propuestas de biogeografía o unidades bio-climáticas (zonas de vida de Holdridge) para entender su variabilidad ecológica como base para mejorar el mapeo de las regiones forestales del país. En el Capítulo 4 se presenta la historia del uso del bosque nativo y los lineamientos político-legales que definieron el presente uso del recurso forestal nativo, como así también la descripción de las principales técnicas silvícolas (tratamientos intermedios y métodos de regeneración). Por otra parte, en Capítulo 5, esta obra contiene una síntesis de los logros de la Ley n.° 26.331/07 de Presupuestos Mínimos de Protección Ambiental de los Bosques Nativos luego de 10 años de ser implementada, los factores que condicionan su distribución, los cambios en la cobertura y los principales factores que generan sinergias y conflictos en el uso del bosque nativo. Aquí se presentan datos inéditos sobre la evolución de la cobertura forestal en los últimos 15 años en forma específica por región forestal.

Se presenta además en 6 Capítulos individuales para las principales regiones forestales del país (Selva Misionera, Yungas, Monte, Espinal, Parque Chaqueño y Patagonia) las grandes unidades de paisaje, la descripción del bosque nativo y principales tipos forestales, el manejo tradicional o histórico a escala de paisaje (o provincial) y rodal, los beneficios y compensaciones de la silvicultura respecto de ecosistemas de referencia (biodiversidad, estructura forestal, microclima, ciclos naturales, servicios ecosistémicos), propuesta de una nueva silvicultura y de nuevos paradigmas de manejo incluyendo todos los usos como el manejo maderero, silvopastoril, restauración, enriquecimiento, turismo, recreación, productos forestales no madereros. También se resalta la información faltante y los desafíos para el manejo sostenible de los bosques nativos. Asimismo, en los capítulos por región se incluye y analiza casos especiales que requieran especial atención, por su importancia ecológica, social o productiva.

En el Capítulo 12 se presentan aspectos relacionados al cambio climático y estrategias silvícolas, incluyendo un análisis inédito sobre la productividad primaria neta de los bosques a nivel país y las tendencias climáticas (precipitación y temperatura) de los últimos 15 años. Se presenta en particular un análisis del impacto potencial esperado frente al cambio climático y los eventos extremos en las estrategias de manejo y conservación de los bosques nativos. Por último (capítulo 13), se presentan recomendaciones generales para el manejo y la conservación futura del bosque nativo en la Argentina, estrategias para mejorar la imple mentación del manejo sostenible actual y principales desafíos para los próximos años.

CUADRO 1

Agregado de valor a los productos del bosque nativo: El caso de “Leña en Blanco”

Marcelo Navall
Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria (INTA), EEA Santiago del Estero

En la Región Chaqueña Argentina, que contiene el 70% de los bosques nativos del país, confluyen una serie de fenómenos que comprometen la sustentabilidad del uso de los bosques nativos, entre los que se destacan:

(i) el bajo valor agregado a los productos forestales, que son principalmente leña y carbón;

(ii) el avance de la agricultura, que entre 1998 y 2006 deforestó 2 millones de hectáreas;

(iii) el sobrepastoreo, la explotación forestal por encima de la tasa de crecimiento, y la aplicación de tratamientos intensivos de habilitación ganadera, que causan degradación de los bosques;

(iv) la informalidad del mercado, los bajos precios y la falta de transmisión de valor en la cadena, que desalientan la aplicación de prácticas de manejo sostenible;

(v) las malas condiciones de salud y seguridad, informalidad laboral y bajos salarios, comunes en el trabajo forestal;

(vi) las leyes de protección de los bosques nativos, aunque son un gran avance, no garantizan por sí solas la conservación del recurso;

(vii) y la conciencia ambiental de la sociedad, que está incrementándose significativamente en los últimos años.

En base a este diagnóstico y a experiencias del INTA EEA Santiago del Estero, se diseñó el Sistema “Leña en Blanco” con el objetivo de agregar valor a este producto, fomentar el uso sostenible del bosque nativo y llegar al mercado con precios competitivos.

El producto desarrollado es leña seca en trozos de 20 a 25 centímetros de largo y envasada, de especies típicas de del monte santiagueño (quebracho blanco y colorado, mistol y algarrobo blanco) bajo manejo sostenible, cumpliendo un protocolo de aspectos legales, sociales, de manejo e información al consumidor.

El sistema recibió la certificación de “Cosecha legal” y “Cadena de custodia” emitida por SCS (Scientific Certification Systems), y se adhirió a la Red de Comercio Forestal Argentina promovida por Fundación Vida Silvestre Argentina. La estrategia de manejo consistió en una entresaca regularizada con ciclos de corta de 20 años, con cortas aplicadas por el método de “árbol futuro”, extrayendo no más del 30% de área basal en cada corta.

Estas herramientas de agregado de valor se ponen a disposición de los productores que deseen adherirse al sistema, quienes deben comprometerse al cumplimiento del protocolo, a ser auditados y a vender su producto por encima del precio que garantiza manejo sostenible. El sistema prevé además la reducción del número de intermediarios entre productor y consumidor.



Figura 1.5. Diseño de envase para la comercialización de "Leña en Blanco"

Bibliografía

Bestelmeyer, B.T., Tugel, A.J., Peacock, G.L. jr., Robinett, D.G., Shaver, P.L., Brown, J.R., Herrick, J.E., Sanchez, H., Havstad, K.M. 2009. State-and-transition models for heterogeneous landscapes: a strategy for development and application. Rangeland Ecology and Management 62, 1–15.

Bestelmeyer, B.T., Briske, D.D. 2012. Grand challenges for resilience-based management of Rangelands. Rangeland Ecol Manag. 65, 654–663.

Bestelmeyer, B.T., Ash, A., Brown, J.R., Densambuu, B., Fernández-Giménez, M., Johanson, J., Levi, M., López, D., Peinetti, R., Rumpff, L., Shaver, P. 2017. State and Transition Models: Theory, applications, and challenges. In: Briske D. (eds) Rangeland Systems, pp. 303-345. Springer Series on Environmental Management.

Braat, L.C., de Groot, R. 2012: The ecosystem services agenda: bridging the worlds of natural science and economics, conservation and development, and public and private policy. Ecosystem Services 1, 4-15.

Briske, D.D., Bestelmeyer, B.T., Stringham, T.K., Shaver, P.L.. 2008. Recommendations for development of resilience-based state-and-transition models. Rangel. Ecol. Manage. 61, 359–367.

Cingolani, A. M., Noy Meir I., Renison, D.D., Cabido, M. 2008. La ganadería extensiva, ¿es compatible con la conservación de la biodiversidad y de los suelos?. Ecología Austral 18, 253-271.

Clements, F.E. 1936. Nature and structure of the climax. Journal of Ecology 24, 552-584.

Ewel, J.J., Putz, F.E. 2004. A place for alien species in ecosystem restoration. Front. Ecol. Environ. 2, 354 –360.

FAO, 2015. Evaluación de los Recursos Forestales Mundiales. Roma, 54 pp.

FAO. 2017. SAVE FOOD: Iniciativa mundial sobre la reducción de la pérdida y el desperdicio de alimentos. http://www.fao.org/save-food/recursos/keyfindings/es/

Gilpin, M.E. 1987. Spatial structure and population vulnerability. En: Soule, M.E. (ed.), Viable Populations for Conservation. Cambridge University Press, Cambridge, UK. pp. 125- 140

Hawley, R.C. 1946. Practice of Silviculture, John Wiley & Sons, Inc., New York, 5th Edition, 373 pp.

Herrera, J.M. 2012. El papel de la matriz en el mantenimiento de la biodiversidad en hábitats fragmentados: de la teoría ecológica al desarrollo de estrategias de conservación. Ecosistemas 20, 21-34.

Hobbs, R.J., Arico, S., Aronson, J., Baron, J.S., Bridgewater, P., Cramer, V.A., Epstein, P.R., Ewel, J.J., Klink, C.A., Lugo, A.E., Norton, D., Ojima, D., Richardson, D.M., Sanderson, E.W., Valladares, F., Vilá, M., Zamora, R., Zobel, M. 2006. Novel ecosystems: theoretical and management aspects of the new ecological world order. Global Ecology and Biogeography 15, 1-7.

Hobbs, R.J., Higgs E., Harris, J.A. 2009. Novel ecosystems: implications for conservation and restoration. Trends in Ecology and Evolution 24, 599-605.

Kohm, K.A., Franklin, J.F. 1997. Creating a Forestry for the 21th Century: The Science for Ecosystem management. Washington DC, Island Press.

Lambin, E. F., Meyfroidt, P. 2011. Global land use change, economic globalization, and the looming land scarcity. Proceedings of the National Academy of Sciences, 108(9), 3465–3472.

López, D.R., Cavallero, L., Brizuela, M.A., Aguiar, M.R. 2011. Ecosystemic structural–functional approach of the state and transition model. Applied Vegetation Science 14, 6–16.

López, D.R., Brizuela, M.A., Willems, P., Siffredi, G., Aguiar, M.R., Bran, D. 2013. Linking ecosystem resistance, resilience and stability in steppes of north Patagonia. Ecol Indic 24,1–11.

Mackay, E. 1944. Fundamentos y métodos de la Ordenación de Montes. Escuela Especial de Ingenieros de Montes. Madrid.

Milllar, C.I., Stephenson, N.L., Scott L. 2007. Climate change and forests of the future: managing in the face of uncertainty. Ecological Applications 17, 2145-2151.

Millennium Ecosystem Assessment, 2005. Ecosystems and Human Well-being: Synthesis. Washington, DC, Island Press.

Munshower, F.F. 1994. Practical Handbook of Disturbed Land Revegetation. Lewis Publishers, Boca Raton, Florida. 265 pp.

Perfecto, I., Vandermeer, J., Wright, A., 2009. Nature's Matrix: Linking Agriculture, Conservation and Food Sovereignty. Earthscan, London, UK.

Peri, P.L., Dube, F., Varella, A. 2016. Opportunities and challenges for silvopastoral systems in the Subtropical and Temperate zones of South America. En: Peri, P.L., Dube, F., Varella, A. (eds.), Silvopastoral Systems in Southern South America, Advances in Agroforestry, Springer International Publishing, Switzerland. pp. 257-270.

Peri, P.L., Carranza, C.; Soler, R., López, D.R., Lencinas, M.V., Alaggia, F., Cavallero, L., Gargaglione, V., Bahamonde, H., Martínez Pastur, G. 2017a. Manejo de bosque con ganadería integrada en el contexto del debate separación (land sparing) e integración (land sharing) entre producción y conservación en Argentina. Actas IX Congreso Internacional de Sistemas Silvopastoriles (Eds.: Chará J., Peri P.L., Rivera J.E., Murgueitio E., Castaño K.), pp. 2-12. Manizales, Colombia, 6-8 de Septiembre del 2017.

Peri, P.L., López, D.R., Rusch, V., Rusch, G., Rosas, Y.M., Martínez Pastur, G. 2017b. State and transition model approach in native forests of Southern Patagonia (Argentina): linking ecosystemic services, thresholds and resilience. International Journal of Biodiversity Science, Ecosystem Services & Management 13, 105-118.

Phalan, B., Balmford, A., Green, R.E., Scharlemann, J.P.W. 2011. Minimising the harm to biodiversity of producing more food globally. Food Policy 36, 62-71.

Rusch, V., Cavallero, L., López, D.R. 2016. El modelo de estados y transiciones como herramienta para la aplicación de la ley de bosques. Patagonia Forestal 1: 20-27.

Silvetti, F. 2012. Trayectoria histórica de la territorialidad ganadera campesina en el oeste de la provincia de Córdoba, Argentina. Agricultura, Sociedad y Desarrollo 9, 333-367.

Samper, C. 2000. Aportes del foro virtual sobre restauración ecológica y reforestación. En: Ponce, E. (ed.), Memorias del Seminario de Restauración Ecológica y Reforestación. Prisma, Bogotá, Colombia. pp. 28-37.

SERI, Society for Ecological Restoration International Science & Policy Working Group. 2004. The SER International Primer on Ecological Restoration.www.ser.org & Tucson: Society for Ecological Restoration International. http://www.ser.org/pdf/primer3.pdf.

Smith, D.M, Larson, B.C, Kelty, M.J., Ashton, P.M.S. 1997. The Practice of Silviculture: Applied Forest Ecology, John Wiley & Sons, Inc., New York, 9th Edition, 537 pp.

Spittlehouse, D.L., Stewart, R.B. 2003. Adaptation to climate change in forest management. BC Journal of Ecosystems and Management 4, 1-11.

Wainwright, J., Mulligan, M., Thornes, J.B. 1999. Plants and water in drylands. En: Baird A.J., Wilby, R.L. (eds.), Ecohydrology,. Routledge, London, pp. 78-126.

Westoby, M., Walker, B., Noy-Meir, I. 1989. Opportunistic management for rangelands not at equilibrium. Journal of Range Management, 42, 266-274.

2

Breve descripción de las regiones forestales de la Argentina

Autores

Silvia D. Matteucci[1]; Guillermo Martínez Pastur[2]; María V. Lencinas[2]; Adriana E. Rovere[3]; Mariano M. Amoroso[45]; Ignacio Barberis[6]; José L. Vesprini[6]; Leonardo Galetto[7]; Carolina Torres[7]; Pablo E. Villagra[8]; Lucio R. Malizia[9]; Cecilia Blundo[10]; Natalia Politi[9]; Pablo L. Peri[11].

[1]Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET),Argentina. [2]Centro Austral de Investigaciones Científicas (CADIC), Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET), Argentina. [3]Instituto de Investigaciones en Biodiversidad y Medioambiente (INIBIOMA), Universidad Nacional del Comahue (UNCOMA), Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET), Argentina. [4]Universidad Nacional del Comahue (UNCOMA), Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET), Argentina. [5]Instituto de Investigaciones en Recursos Naturales, Agroecología y Desarrollo Rural (IRNAD), Universidad Nacional de Río Negro (UNRN), Argentina. [6]Instituto de Investigaciones en Ciencias Agrarias de Rosario (IICAR), Universidad Nacional de Rosario (UNR), Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET), Argentina. [7]Facultad de Ciencias, Exactas, Físicas y Naturales, Universidad Nacional de Córdoba (UNC), Instituto Multidisciplinario de Biología Vegetal (IMBIV), Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET), Argentina. [8]Instituto Argentino de Nivología, Glaciología y Ciencias Ambientales (IANIGLA), Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET), Facultad de Ciencias Agrarias, Universidad Nacional de Cuyo (UNCUYO), Argentina. [9]Instituto de Ecorregiones Andinas (INECOA), Universidad Nacional de Jujuy (UNJU), Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET),© [10]Instituto de Ecología Regional (IER), Universidad Nacional de Tucumán (UNT), Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET), Argentina. [11]Universidad Nacional de la Patagonia Austral (UNPA), Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria (INTA), Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET), Argentina. *Autor de correspondencia: GEPAMA, Facultad de Arquitectura, Diseño y Urbanismo (UBA). Ciudad Universitaria Pabellón 3 Piso 4 Oficina 420 (1428), Buenos Aires, Argentina.

Resumen

La Argentina posee una enorme diversidad de paisajes y gradientes ambientales que favorecen el mantenimiento de una enorme y variada biodiversidad, con características particulares con un alto interés de conservación. En este capítulo se describen los principales ecosistemas boscosos de las principales regiones forestales de la Argentina. Este capítulo permite dimensionar la diversidad de tipos forestales que posee la Argentina a lo largo de sus regiones forestales, mostrando el enorme desafío que representa plantear propuestas de manejo sostenible considerando solo la dimensión ecológica, y que se complejiza cuando se consideran otros aspectos ineludibles como las dimensiones sociales o económicas, que generan sinergias positivas y negativas para el uso y la conservación.

2.1 Introducción

La Argentina posee una enorme extensión territorial, lo que genera importantes gradientes altitudinales, latitudinales y longitudinales que impactan sobre el clima (ver Capítulo 3); y que sumado a la orogenia y otras particularidades (p. ej. origen y formación de los suelos) permiten la existencia de una enorme variedad de ecosistemas naturales. Entre ellos, los ecosistemas forestales presentan una marcada diversidad, incluyendo desde selvas subtropicales hasta bosques subantárticos. Estos ecosistemas forestales pueden agruparse globalmente en regiones forestales (UMSEF, 2014), de acuerdo con particularidades ecológicas y condiciones sociopolíticas regionales. Sin embargo, es importante considerar que algunos ecosistemas de alta importancia ecológica no entran en esta clasificación global, y que deben ser tenidos en cuenta por su vulnerabilidad y especiales valores de biodiversidad (p. ej. bosques en galería o los talares de la provincia de Buenos Aires).

Los bosques en Argentina se extienden ampliamente tanto de Oeste a Este como de Norte a Sur, pudiendo identificarse seis regiones forestales (fig. 2.1), que comprenden una gran variedad de condiciones climáticas, geomorfológicas, edáficas e hídricas, definiendo tipos vegetacionales con características diferenciales. La mayoría de las regiones forestales definidas por UMSEF (2014) coinciden con las eco-regiones establecidas por la Administración de Parques Nacionales en 1999 y descriptas por Morello *et al.* (2018). Este capítulo presenta una breve descripción de las principales regiones forestales de la Argentina, con sus componentes más representativos y las particularidades de la vegetación que los caracterizan.

2.2 Región de la Selva Misionera

Esta región comprende la mayor parte de la ecoregión de la selva paranaense que llega a nuestro país, la cual forma parte del Bosque Interior o Bosque Semideciduo (una de las subregiones que conforman el Bosque Atlántico). Ocupa las cuencas de los ríos Paraná, Iguazú y Uruguay, cerca de 28 mil km^2 al sur del macizo de Brasil, apoyándose sobre una meseta basáltica que supera los 700 m.s.n.m. El relieve incluye áreas relativamente planas con suelos profundos, desde los 150-250 m.s.n.m. hasta una meseta chata entre 550-800 m.s.n.m. Los espacios entre los principales ríos y la meseta tienen pendientes pronunciadas expuestas a la erosión del suelo cuando se remueve la vegetación. Por otra parte, posee un sistema hidrográfico extenso, con numerosos cursos de aguas permanentes con nacientes en sus serranías que alimentan los ríos antes mencionados (Rodríguez y Silva, 2012).

El tipo de vegetación predominante es el bosque húmedo subtropical semi-deciduo. La variabilidad estacional e interanual de las precipitaciones, la estacionalidad de la temperatura y el fotoperíodo generan un patrón de productividad primaria altamente estacional. Es probablemente la formación con la mayor riqueza específica de la Argentina, con algo más de 2000 especies de plantas fanerógamas, de las cuales 200 son arbóreas. Entre las especies arbóreas se destacan *Balfourodendron riedelianum, Cedrella fissilis, Cecropia pachystachya, Aspidosperma polyneurum y Euterpe edulis*. Cabe considerar

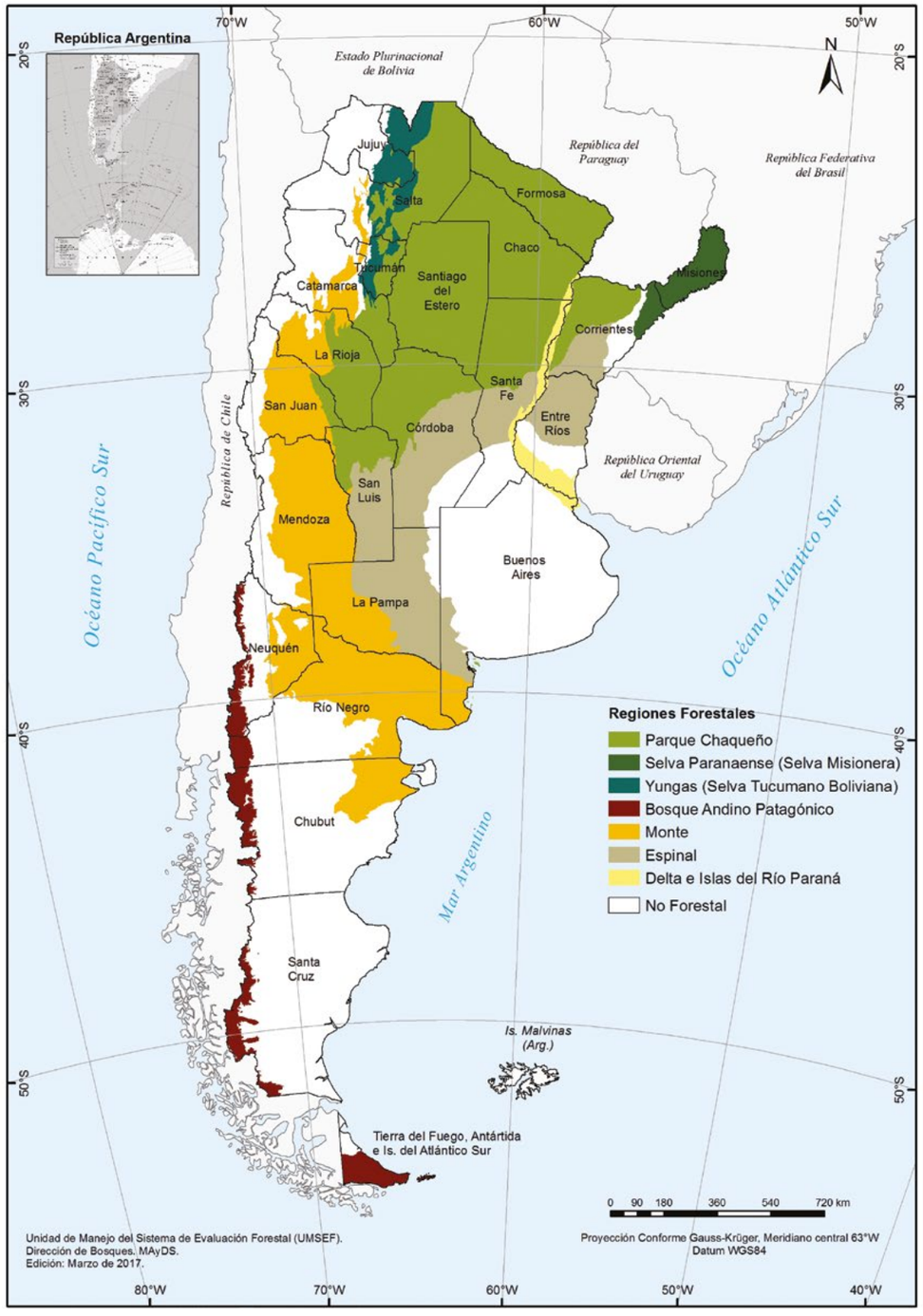


Fig. 2.1. Regiones forestales de la Argentina (UMSEF, 2014).

que entre la selva misionera y las yungas hay un alto porcentaje de géneros arbóreos comunes y especies fuertemente emparentadas, pero muy pocas especies en común (Rodríguez y Silva, 2012). La diversidad de ambientes y tipos de suelo generan un patrón complejo de parches recurrentes de tipos de cobertura vegetal, tales como bosques altos en galería, bosques de inundación, bosques de bambúseas, bosques bajos de helechos arborescentes, bosques altos con palmitos, bosques mixtos de latifoliadas y coníferas (entre las que se destaca la especie *Araucaria angustifolia*), así como pastizales y sabanas anegadizas y/o secas. La estructura vertical de la selva es sumamente compleja, con la presencia de varios estratos arbóreos y sotobosques densos y heterogéneos, tanto en las selvas de ribera como en las de tierras altas (Rodríguez y Silva, 2012). Cabe destacar que las islas de los ríos Paraná y Uruguay constituyen el subsistema de mayor diversidad de geoformas y, por lo tanto, de ecosistemas y hábitats. La combinación de madrejones, albardones, lagunas temporarias y permanentes, esteros, arroyos, playas arenosas y espiras de meandros y sus respectivos gradientes dan origen a numerosos ambientes que difieren en tipo y características de la cobertura vegetal (Matteucci *et al*., 2004).

2.3 Región de la Selva Tucumano-Boliviana

Esta región, también denominada Yungas, está cubierta por bosques que se desarrollan sobre las laderas orientales de las cadenas montañosas de los Andes con una constante cobertura de nubes y neblinas (Brown y Kappelle, 2001). En Argentina, las Yungas cubren una superficie de casi 45 mil km^2 desde el límite con Bolivia, abarcando parte de las provincias de Salta, Jujuy, Tucumán y Catamarca. Las Yungas se extienden desde los 23°S hasta los 29°S con un largo de aproximadamente 600 km y tienen un ancho de poco menos de 100 km. El gradiente latitudinal de las Yungas y la discontinuidad de los bosques por la distribución irregular de los cordones montañosos determinan tres sectores latitudinales que coinciden con los bloques orográficos que se contactan entre sí a través de bosques y sabanas xerófilas. Las Yungas presentan un marcado gradiente altitudinal entre los 400 y los 3000 m.s.n.m. (Hueck, 1972). Los faldeos que miran hacia el oeste están cubiertos por ecosistemas áridos del monte de sierras y bolsones. Los gradientes altitudinal y latitudinal de las Yungas generan una alta heterogeneidad de la cubierta vegetal y una gran riqueza específica. Además, el aislamiento orográfico y la historia climática de las Yungas han resultado en un alto grado de endemismos (Brown y Kappelle, 2001; Rodríguez y Silva, 2012). Es por esta razón que las Yungas son consideradas un hot-spot de biodiversidad que está bajo creciente amenaza antrópica (Myers *et al*., 2000).

A lo largo del gradiente altitudinal con sentido este-oeste se desarrollan distintos tipos de vegetación determinados principalmente por el marcado gradiente pluviométrico que va desde los 900 a 1800 mm anuales, concentrados en el período estival (Brown y Kappelle, 2001; Rodríguez y Silva, 2012). A altitudes >1500 m.s.n.m. existe a lo largo del año un aporte adicional y similar de humedad por neblina (Hunzinger, 1995).

Los principales tipos de vegetación son:

(i) La selva Pedemontana, también denominada selva de transición (debido a que presenta elementos comunes con el Chaco), presenta condiciones cálidas y húmedas, se encuentra



entre los 400 y 700 m.s.n.m y constituye una interface entre las selvas húmedas montanas y el bosque xerófilo chaqueño. Debido a que los suelos en esta selva son relativamente profundos y planos, entre el 75% y el 90% de su superficie original ha sido transformada para desarrollar actividades agrícolas. El resto de la superficie de esta selva se encuentra bajo presiones antrópicas extendidas como el aprovechamiento forestal y la ganadería no planificada. En las áreas más septentrionales se encuentran las selvas de palo blanco (*Calycophyllum multiflorum*) y de palo amarillo (*Phyllostylon rhamnoides*) (Cabrera, 1976). En los sectores meridionales se encuentran las selvas de tipa (*Tipuana tipu*) y pacará (*Enterolobium contortisiliquum*), aunque este sector ha sido casi completamente transformado en áreas agrícolas y urbanas (Cabrera, 1976, Brown y Malizia, 2004). La selva Pedemontana representa el tipo de vegetación de las Yungas con mayor porcentaje de especies arbóreas exclusivas (30% del total), con el mayor número de especies maderables (por ejemplo, *Cedrela balansae*, *Anadenanthera colubrina*, *Astronium urundeuva*, *Handroanthus impetiginosus*, *Myroxylon peruiferum*, *Cordia trichotoma*, *Amburana cearensis* y *Pterogyne nitens*) y más del 70% de las especies son caducifolias (Morales *et al*., 1995). Estas selvas son uno de los sistemas forestales más estacionales de Sudamérica (Prado, 1995) con una marcada estacionalidad con veranos lluviosos (100-300 mm mensuales) e inviernos secos (<10 mm mensuales) sin aporte de humedad de las neblinas.

(ii) La selva Montana presenta condiciones templado-cálidas y húmedas, se encuentra en las laderas entre los 700 y 1500 m.s.n.m en la franja altitudinal de mayores precipitaciones (1500 -1800 mm anuales) y con una estacionalidad hídrica poco marcada, resultando en una alta diversidad de especies de epífitos (Brown y Kappelle, 2001). Es el piso altitudinal en mejor estado de conservación debido a su relativa poca accesibilidad generada por la abrupta topografía y porque en ella se han puesto los mayores esfuerzos en la creación de áreas protegidas. Predominan especies arbóreas perennifolias en sus dos tipos de selvas: la selva de laurel al pie de los cordones montañosos dominada por *Tipuana tipu* y *Ocotea porphyria* y la selva de mirtáceas dominada por especies de la familia Myrtacea. El principal disturbio de la selva Montana son los deslizamientos de laderas.

(iii) El bosque Montano se encuentra entre los 1500 y 3000 m.s.n.m., con condiciones templadas con heladas invernales frecuentes y húmedas y con la presencia casi continua de nubes (por esto también se lo denomina bosque de neblina). Entre los 1500 y 2000 m.s.n.m. se forman bosques multiespecíficos principalmente de *Cedrela lilloi*, *Podocarpus parlatorei*, *Ocotea porphyria*, *Juglans australis* e *Ilex argentina* y por encima de los 2000 m.s.n.m. bosques monoespecíficos de pino del cerro (*Podocarpus parlatorei*) o de aliso del cerro (*Alnus acuminata*). Este piso altitudinal forma parte de las cabeceras de cuenca de la región y es donde se produce la mayor condensación de neblina. Gran parte de los bosques montanos han estado bajo aprovechamiento forestal no sostenible lo que ha simplificado su estructura y composición.

(iv) Los pastizales montanos se encuentran por encima de la línea del bosque Montano, presentan condiciones templadas frías y subhúmedas. Los pastizales montanos son dominados por distintas especies de gramíneas (por ejemplo, *Festuca spp*) en las laderas húmedas expuestas al sur, mientras que dominan especies arbustivas en las laderas

expuestas al norte alternando con parches de queñoales (*Polylepis spp*). En las quebradas protegidas se presentan bosquecitos bajos de queñoales (*Polylepis spp*). El principal disturbio de este piso es la quema de los pastizales por parte de las comunidades locales para favorecer el rebrote de pasturas para el ganado (Brown y Kappelle, 2001).

2.4. Región del Monte

Se extiende desde los 24°S a los 44°S, limitando al este con la cordillera de los Andes y en el sur se expande hasta la costa del océano Atlántico en las provincias de Río Negro y Chubut y alberga una gran diversidad de climas y suelos a lo largo de su extensión. El Monte posee un clima semiárido a árido, con precipitaciones medias anuales que varían entre 30 y 400 mm por año, y la relación entre las lluvias y la evapotranspiración potencial entre 0,05 y 0,5. Dentro del área se encuentran los núcleos de aridez del país, el área entre el Sur de la Rioja y el Norte de Mendoza, y en el Valle de Uspallata - Calingasta (Rundel *et al*., 2007; Labraga y Villalba, 2009). El Monte presenta un gradiente climático en el sentido Norte-Sur que incluye un gradiente térmico de aproximadamente 5ºC de temperatura media (18°C en Andalgalá, Catamarca, y 13°C en Trelew, Chubut), y un gradiente en la estacionalidad de las lluvias, con marcada concentración estival en el norte y precipitaciones distribuidas más uniformemente en el sur (Morello, 1958; Labraga y Villalba, 2009).

Esta región comprende dos ecoregiones bien contrastantes: (i) de las sierras y bolsones al norte, y (ii) de las mesetas y llanuras, al sur. La primera se ubica al norte de los 32°C, donde predominan los desniveles abruptos de valles longitudinales, conos aluviales y las laderas de montañas circundantes. Por el contrario, al sur de los 32°C prevalecen paisajes de llanuras y extensas mesetas escalonadas distribuidas a lo largo de un patrón discontinuo. Los relieves dominantes, controlados por la estructura geológica, han sido esculpidos desde el nivel del mar hasta los 800-1000 m.s.n.m. En muchos casos las depresiones pueden llegar a albergar lagunas y salinas.

Los suelos del Monte son principalmente Entisoles (54% de la superficie), que predominan desde los Valles Calchaquíes hasta el sur de la Provincia de La Pampa, y Aridisoles (22%) desde el sur de Mendoza y La Pampa, en la transición con la Patagonia (INTA-CIRN, 1990; del Valle, 1998; Abraham *et al*., 2009). A pesar de la gran extensión latitudinal y longitudinal de esta región forestal, la vegetación es relativamente uniforme en cuanto a la fisonomía y la composición florística pudiendo encontrar un mosaico de diferentes tipos de vegetación en función de las características ambientales de cada una de las unidades de paisajes existentes.

La estepa arbustiva dominada por *Larrea* sp. (jarillas) y *Bulnesia retamo* es la formación característica a lo largo de toda su extensión (Abraham *et al*., 2009). Los jarillales y retamales son las asociaciones que le dan a la región su fisonomía característica. El jarillal predomina tanto en las mesetas como en los taludes de las terrazas fluviales y en las planicies bajas. Prefieren suelos arenosos o limosos y tienen baja tolerancia a la salinidad. La densidad de jarillas varía entre 30 y 500 plantas por hectárea dependiendo del clima. *Larrea cuneifolia* y *L. divaricata* (jarillas) y *Bulnesia retama* (retamo) se reparten la dominancia en el Monte, acompañadas por otros arbustos como *Monttea aphylla*, *Bougainvillea spinosa*, *Zuccagnia*



punctata, *Prosopidastrum globosum*, y *Parkinsonia praecox*, y un estrato herbáceo dominado por *Pappophorum caespitosum* y *Leptochloa crinita*. Los retamales pueden tomar fisonomía de bosques en algunas zonas del Monte Central con retamos de porte arbóreo y alcanzando alturas de 7m.

En zonas con una disponibilidad extra de agua se encuentra el bosque de *Prosopis* spp., conocido como algarrobal: estos bosques se encuentran principalmente en las áreas naturales del Monte Septentrional y Monte Central (según Rundel *et al*., 2007), aunque algunas formaciones arbóreas se pueden encontrar en el Monte Austral y el Valle Uspallata-Calingasta. Presentan un estrato arbóreo abierto dominado por *P. flexuosa* o por *P. chilensis*, acompañado por *Geoffroea decorticans*; el estrato arbustivo es dominado por *Atamisquea emarginata* y especies del género *Larrea* (Morello, 1958; Cabrera, 1976). La parte septentrional del Monte presenta, proporcionalmente a su superficie, una mayor área boscosa, encontrándose en la parte austral del Monte árboles aislados o bosquetes de muy pocos ejemplares. En el sector sur, la vegetación es más pobre en comunidades y especies, ya no se encuentran algarrobales ni la estepa arbustiva baja de los faldeos, y se reduce la diversidad de especies de algunas familias botánicas como las Cactáceas.

En las áreas salinas la vegetación forma cinturones concéntricos relacionados a la concentración salina (Simpson y Solbrig, 1977; Bisigato *et al*., 2009). Algunas de las especies comunes en la zona más salina son *Heterostachys ritteriana*, *Plectrocarpa tetracantha* y *Distichlis scoparia*. Más alejado del centro se encuentra *Allenrolfea vaginata*, asociada con *Cyclolepis genistoides*, *Prosopis alpataco*, y *P. strombulifera*. Finalmente, aparece un matorral de zampa (*Atriplex lampa*) y jume o vidriera (*Suaeda divaricata)*. En este tipo de comunidades no es común encontrar bosques; aunque si es común encontrarlos en forma concéntrica alrededor de los ambientes salinos.

Las llanuras arenosas ocupan grandes áreas del Monte como el Campo del Arenal y Belén (Catamarca), en Cafayate (Salta) o los Médanos Grandes (San Juan). La vegetación incluye un contraste entre arbustos psamófilos y un denso estrato de plantas anuales y herbáceas que aparecen luego de las lluvias de verano. Especies comunes en el estrato arbustivo son *Tricomaria usillo*, *Mimosa ephedroides*, *Prosopis argentina*, *Larrea divaricata*, *Senna aphylla*, *Ephedra boelkei* (endémica del Monte Central), *Prosopidastrum globosum*, y *Bulnesia retama*. Los pastos más importantes *Sporobolus rigens*, *Panicum urvilleanum*, *Chondrosum barbatum*, *Aristida mendocina* y *A. adsencionis*.

En los márgenes de ríos y cauces secos a lo largo de todo el Monte, la frecuencia y magnitud de las inundaciones determinan la dinámica de la vegetación. En la llanura de inundación del río Mendoza las asociaciones vegetales van reemplazándose al aumentar la distancia al cauce. La comunidad inicial de especies pioneras en el barro incluye *Baccharis salicifolia*, asociada con *Tessaria absinthioides*, *Lycium tenuispinosum* y *Tamarix gallica*, a continuación, se desarrolla un matorral de *Prosopis alpataco* y *Atamisquea emarginata*, y finalmente es reemplazado por la vegetación regional de bosque abierto de *Prosopis flexuosa*, *Larrea divaricata*, y *Bulnesia retama*. Los bancos de arena del río albergan *Cortaderia speciosa*, *Baccharis salicifolia* y *Tessaria absinthioides*, y un estrato rasante de *Cynodon dactylon* y *Equisetum bogotense* (Villagra y Roig, 1999). Asociaciones similares de especies ocurren en otras áreas del Monte, incluyendo matorrales de *Larrea nitida* y bosquecitos de *Ochetophila trinervis* (chacay) como en el Valle de Uspallata (Martínez Carretero, 2000), bosquecitos de *Maytenus boaria* (Maitén) y galerías de *Salix humboldtiana* en ríos perennes del Monte Central y Austral.

El Monte presenta ecotonos o cambios graduales con las distintas regiones biogeográficas que se encuentran rodeándolo (Mares *et al*., 1985). La transición entre el Monte, el Chaco y el Espinal es determinada por un gradiente de precipitaciones, en el que los elementos del Monte van remplazándose gradualmente hacia el Este por elementos Chaqueños, a la vez que se observa una creciente complejidad, riqueza de especies, cobertura vegetal y cobertura del estrato arbóreo (Cabido *et al*., 1993; Rundel *et al*., 2007; Roig *et al*., 2009). Así, hacia el nordeste, se encuentran elementos florísticos de origen chaqueño, como quebracho blanco (*Aspidosperma quebracho-blanco*) y algarrobo negro (*Prosopis nigra*). La transición entre el Monte y la Patagonia se da en forma gradual en áreas donde no hay discontinuidades geomorfológicas. Esta zona presenta un área ecotonal, que varía entre los 200 m y los 1450 m.s.n.m de altitud, donde elementos del Monte y patagónicos coexisten (Roig, 1998). El límite entre el Monte y la Pre-puna o Cardonal ocurre entre los 2000 y los 3400 m.s.n.m. de altitud dependiendo de la latitud (Cabrera, 1976). Quizás la presencia de estos ecotonos es la causa de la discusión que ha habido a la hora de definir los límites del Monte (Abraham *et al*., 2009).

2.5 Región del Espinal

Según las Regiones Forestales de la Argentina (UMSEF, 2014) el Espinal comprende las ecorregiones Espinal, Campos y Malezales, y Delta e Islas de los ríos Paraná y Uruguay, abarcando casi 300000 km^2 (Matteucci, 2012). Diversos autores han caracterizado la vegetación del Espinal, lo que ha derivado en distintas delimitaciones y subdivisiones internas, como subregiones o provincias, complejos o distritos entre otras (p. ej. Parodi, 1945; Lewis y Collantes, 1973; Cabrera, 1976; Matteucci, 2012; Oyarzabal *et al*., 2018). En estos trabajos, y particularmente en el de Matteucci (2012), se pueden encontrar descripciones detalladas de las características de la vegetación y fauna, características del suelo, clima, geomorfología y red hidrográfica de cada subdivisión. Según el primer inventario nacional de bosques nativos (SAyDS, 2003), la superficie de bosques nativos en esta región alcanzaba un poco más del 25%. Sin embargo, se estima que desde fines del siglo XIX hasta 1955, se perdieron cerca de 7 millones de hectáreas de bosques. Si bien gran parte de los bosques han sido afectados, aún quedan fragmentos de escasa extensión, y muchas veces solo árboles dispersos en matrices de cultivos, plantaciones forestales, campos ganaderos y/o urbanizaciones (Lewis *et al*., 2009).

El Espinal puede caracterizarse como una gran llanura suavemente ondulada, o con serranías bajas, que se extiende desde el S de Corrientes, centro y N de Entre Ríos, centro de Santa Fe, centro y SO de Córdoba, centro y S de San Luis, centro y O de La Pampa y un pequeño sector en el SO de Buenos Aires (Matteucci, 2012). Algunos autores le suman, en esta última provincia, una franja en el noreste, correspondiente a Los Talares sobre depósitos de conchillas paralelos a la costa del Río de la Plata (p. ej. Arturi, 2006). Los suelos de toda esta región biogeográfica se han formado por lentos procesos de sedimentación aluvial, eólica, palustre, lacustre y marina durante millones de años, pudiendo caracterizarse como loess, vertisoles, arcillosos, franco-arcillo-limosos, limo-arenosos, o directamente arenosos, según la subregión. El Espinal comprende un extenso territorio que abarca



varios tipos climáticos, desde el noreste donde es cálido, húmedo y con poco o nulo déficit hídrico y valores promedio de precipitaciones cercanos a 1000 mm anuales, hacia el SO donde es más frío, seco y con mayor déficit hídrico, con precipitaciones de 500 mm anuales (para más detalles ver Matteucci, 2012).

Esta región también ha sido considerada como un ecotono entre la estepa Pampeana hacia el S, y las regiones del Chaco y Monte hacia el norte, noroeste, oeste y sudoeste (Lewis y Collantes, 1973; Cabrera, 1976), lo cual es un indicador de las dificultades para establecer límites claros entre estas regiones. Por ejemplo, si quisiéramos establecer los límites actuales del Espinal en la provincia de Santa Fe, el cual antiguamente ocupaba la franja central de la provincia, se podría definir un límite hacia el E con el valle de inundación del río Paraná y hacia el norte con la Cuña Boscosa Santafesina, los Bajos Sub-meridionales y una pequeña porción con el Dorso Occidental Subhúmedo; mientras que hacia el sur los límites serían con la región Pampeana. Sin embargo, establecer límites geográficos claros es complicado debido, principalmente, al mencionado carácter de ecotono del Espinal con la región Pampeana, y, fundamentalmente, por el marcado cambio en el uso de la tierra que ha modificado sustancialmente el paisaje. En ocasiones algunos límites resultan más estables, como el límite norte de esta franja central del Espinal en Santa Fe debido a la presencia del río Salado que lo separa de los Bajos Submeridionales y la Cuña Boscosa Santafesina (Lewis y Collantes, 1973; Lewis, 1981; Lewis *et al*., 2009). Los límites entre el Espinal y la región Pampeana en Santa Fe podrían ubicarse en una franja de territorio de casi 150 km de amplitud, según datos previos (Lewis y Collantes, 1973; Lewis, 1981; Lewis *et al*., 2009), aunque actualmente este límite ha sido desplazado hacia el norte por los procesos de agriculturización, que incluso exceden a esta región e incluyen la Cuña Boscosa Santafesina y el Dorso Occidental. Actualmente, establecer el límite S del Espinal en Santa Fe es inviable por la desaparición de la vegetación nativa. Si se tomara como criterio de delimitación la presencia de pequeñas formaciones leñosas de *Vachellia caven*, *Parkinsonia aculeata*, *Celtis tala* y *Geoffroea decorticans* como relictos de los antiguos bosques maduros del Espinal, se establecería un límite S muy por debajo al propuesto por algunos autores (p. ej. Cabrera, 1976; Matteucci, 2012). En cambio, si estas pequeñas formaciones boscosas fueran de origen secundario, el límite sur del Espinal en Santa Fe se emplazaría más al norte. Este ejemplo en Santa Fe no es la excepción. Por ejemplo, cuando se realizaron muestreos detallados de la vegetación en los límites de las regiones del Espinal y el Monte al sudoeste de la provincia de Buenos Aires y noreste de Río Negro, la información registrada mostró que también resulta complicado establecer límites de manera clara y precisa entre estas dos regiones, reflejando un amplio gradiente Espinal-Monte (p. ej. Torres Robles *et al*., 2015).

En líneas generales, el Espinal comprende bosques xerófilos que pueden caracterizarse por la presencia de especies del género *Prosopis* (Cabrera, 1976; Matteucci, 2012). Esos bosques que dominaron el paisaje décadas atrás podían ser densos o abiertos, y a veces entremezclados con pastizales, constituyendo sabanas. En esta región se han realizado numerosos estudios sobre la fisonomía y composición de especies vegetales, siendo dificultoso lograr caracterizar la región o las subdivisiones de manera unívoca, como ya se mencionó. Sin embargo, estos estudios muestran cierto consenso en tratar de definir las comunidades arbóreas según la presencia de *Prosopis affinis* y *P. nigra* (ñandubay y algarrobo negro) en el noreste del Espinal, *P. alba* y *P. nigra* (algarrobo blanco y algarrobo negro) en

la parte central y *P. caldenia* y *P. flexuosa* (caldén y algarrobo dulce) hacia el sur. Frecuentemente, junto a estas especies, crecen otras especies leñosas que también varían a lo largo de la región, incluyendo tala (*Celtis tala*), quebracho blanco (*Aspidosperma quebracho-blanco*), chañar (*Geoffroea decorticans*), sombra de toro (*Jodina rhombifolia*), espinillos (*Vachellia* spp.), piquillín (*Condalia* spp.), *Schinus* spp., *Parkinsonia aculeata* y algunas palmeras (como *Butia yatay o Trithrinax campestris*), entre otras (Cabrera, 1976; Lewis *et al*., 2009; Matteucci, 2012; Coirini *et al*., 2013; Torres Robles *et al*., 2015; Cabido *et al*., 2018).

Los bosques maduros del Espinal se caracterizan por la presencia de árboles de 5 a 10 m de altura y estratos arbustivo y herbáceo bien diversificados. Los bosques varían de densos a abiertos, incluyendo pastizales y sabanas (Matteucci, 2012). Cuando se entremezcla con la sabana, el bosque se vuelve más abierto hasta que en el paisaje domina una sabana abierta, con un estrato herbáceo dominado por gramíneas cespitosas (Ragonese, 1941; Cabrera, 1953; Jozami, 1964; Lewis y Collantes, 1973; Lewis, 1981; Matteucci, 2012; Oyarzabal *et al*., 2018). Existen, además, diversas comunidades higrófilas y halófilas (Lewis, 1981), como los pajonales de Santa Fe, dominados por *Coleataenia prionitis* y *Spartina spartinae*, que ocupan posiciones topográficas bajas, sujetas a anegamientos periódicos, o las praderas saladas de *Distichlis spicata* sobre suelos salobres (Ragonese, 1941; Hilgert y D'Angelo, 1996).

El extremo noreste se asienta sobre la ecoregión de campos y malezales que presenta un relieve de plataforma sobre-elevada, donde en las transiciones hacia condiciones más húmedas el relieve produce el encajamiento de los ríos por modelado fluvial de erosión regresiva (Matteucci, 2012). En este sector predominan los pastizales y pajonales con vegetación herbácea de hasta 1,5 m de altura. La porción sur está formada por una planicie sedimentaria con escurrimiento lento y sin cauces definidos. Los elementos predominantes son las planicies anegables, bañados, esteros longitudinales y pajonales que, por su condición subtropical y húmeda, albergan gran riqueza de especies herbáceas. Los únicos bosques presentes aquí son los de galería y fragmentos de bosques de urunday (*Astronium balansae*), donde pueden aparecer elementos chaqueños como *Vachellia caven*, *Lithraea molleoides*, *Cereus peruvianus* y *Celtis pubescens*. También aparecen otros bosques ribereños a orillas del río Uruguay, sobre el albardón costero del cauce principal y de los afluentes de mayor caudal. El estrato arbóreo de estos bosques tiene un dosel continuo de hasta 20 m de altura, con algunos emergentes de *Handroanthus heptaphyllus*, *Enterolobium contortisiliquum* y *Peltophorum dubium* que pueden llegar hasta los 25 m, junto a otros grandes árboles generalmente no emergentes, como *Luehea divaricata*. Estos bosques presentan un abundante estrato medio de arbustos y renuevos, y un estrato bajo de hierbas y helechos que recubren el suelo, y que se desarrollan a la sombra del dosel. Aquí también se encuentra una gran diversidad de lianas, epifitas, cactus y helechos que recubren ramas y troncos caídos. Cabe destacar que estos bosques ribereños cumplen una importante función como corredores y dispersores de la biodiversidad.

Hacia el norte del Espinal, la vegetación se confunde con las sabanas chaqueñas (Ragonese, 1941; Lewis y Collantes, 1973; Lewis, 1981; D'Angelo *et al*., 1987; Hilgert *et al*., 2003). En las áreas topográficamente más altas se desarrolla el bosque de *Prosopis nigra* y *Prosopis alba*, con *Aspidosperma quebracho-blanco* y, en algunos sectores, con *Trithrinax campestris*. En la provincia de Santa Fe, las áreas periódicamente anegables presentan sabanas de leñosas dominadas por *Geoffroea decorticans*, *Vachellia caven*, *Vachellia aroma* y *Parkinsonia aculeata*, cuya matriz herbácea está constituida por *Elionurus muticus* y *Leptochloa chloridiformis* (Ragonese, 1941; D'Angelo *et al*., 1987). Hacia el noroeste dominan las sabanas parque de *Geoffroea decorticans*, *Vachellia caven*, *Vachellia aroma* y *Prosopis nigra*. En estas sabanas se distinguen tres tipos de vegetación herbácea de acuerdo a su posición topográfica: el flechillar de *Nasella* sp., la pradera húmeda de *Paspalum* sp. y el gramillar de *Cynodon dactylon* (D'Angelo y Pensiero, 2001).

Hacia el sudeste la vegetación del Espinal se confunde con los pastizales pampeanos (Lewis, 1981). En el sudeste de la provincia de Santa Fe, por ejemplo, en áreas periódicamente encharcadas, donde el drenaje está impedido, hay bosques que van de abiertos a muy abiertos y están caracterizados por *Prosopis alba*, *Celtis tala*, *Geoffroea decorticans* y *Vachellia caven*. En la medida en que se desciende topográficamente se transforma en un pajonal de *Spartina spartinae* y aumenta la proporción de *G. decorticans* y *V. caven* (Lewis *et al*., 2006a, 2006b). Hacia el sudoeste de Santa Fe existen isletas boscosas de *Geoffroea decorticans* y *Parkinsonia aculeata*, raramente con presencia de *Prosopis* spp. y *Celtis* spp., mientras que en los bajos y cañadas se desarrollan las praderas de higrófilas y halófilas (Franceschi y Alzugaray, 2001).

El bosque en el este de Córdoba está dominado por unas pocas especies (*Trithrinax campestris, Celtis ehrenbergiana y Prosopis alba*), según estudios realizados en los escasos relictos remanentes (p. ej. Lewis *et al*., 2006a, 2009). Un estudio reciente que comprendió el relevamiento de la vegetación para todo el Espinal de Córdoba, encontró que los escasos relictos de bosque en la región (menos de 5000 km^2) se caracterizan por bosques jóvenes y comunidades secundarias. En ellos, es posible encontrar leñosas como *Prosopis nigra, P. caldenia, Schinus fasciculatus* y también mora (*Morus alba*) o ligustro (*Ligustrum lucidum*), como especies exóticas invasoras (Cabido *et al*., 2018). En la región sur del ecotono Monte-Espinal se encontró que la variación de la composición florística entre las comunidades presentó cambios más importantes en dirección este-oeste que en dirección norte-sur, y que los cambios estructurales fueron más claros considerando la disminución de la altura y cobertura arbóreas, más que la cobertura arbustiva (Torres Robles *et al*., 2015).

Finalmente, los talares de la provincia de Buenos Aires, que pueden o no ser incluidos dentro de esta región, están dominados por *Celtis tala* y *Scutia buxifolia* asociadas a otras especies leñosas como chañar (*Geoffroea decorticans*), piquillín o chucupí (*Porlieria microphylla*), algarrobillo (*Schaefferia argentinensis*) y, más esporádicamente, algarrobo blanco (*Prosopis alba*). Se distribuyen desde el Norte de la provincia de Buenos Aires, bajando por las barrancas del río Paraná, así como a lo largo de la ribera del Río de la Plata y la costa atlántica, hasta la laguna de Mar Chiquita (Parodi, 1940; Mérida y Athor, 2006; Torres Robles y Tur, 2006). También es común encontrar en estas comunidades, y en toda el área de distribución, sauco (*Sambucus australis*), ombú (*Phytolacca dioica*), sombra de toro (*Jodina rhombifolia*), espinillo (*Vachellia caven*), molles o inciensos (*Schinus fasciculatus* var. *arenicola* y *Schinus longifolius* var. *longifolius*), entre otras especies (Torres Robles y Tur, 2006) que muestran la similitud con la vegetación del Espinal. En la actualidad, debido a la expansión de la agricultura industrial que promueve desmontes, genera alteraciones del régimen natural de fuegos, facilita la introducción de especies exóticas y promueve la extracción forestal selectiva, estos bosques forman mosaicos heterogéneos en medio de parcelas de

cultivos y con diferentes estados sucesionales. En relación a las especies leñosas invasoras, en los bosques del Espinal se han identificado más de 20 especies de árboles exóticos invasores de distintas familias botánicas (p. ej. Lewis *et al*., 2006a, 2006b, 2009; Matteucci, 2012; Noy-Meir *et al*., 2012; Busso *et al*., 2013; Giorgis y Tecco, 2014; Diaz Villa *et al*., 2016; Plaza Behr *et al*., 2016; Cabido *et al*., 2018) que han sido introducidas, principalmente, como plantas ornamentales o forestales. Entre ellas, las más ampliamente distribuidas son acacia negra (*Gleditsia triacanthos*), paraíso (*Melia azedarach*), crataegus (*Pyracantha coccinea, Cotoneaster spp*), mora (*Morus alba*), acacia blanca (*Robinia pseudoacacia*), ligustrina (*Ligustrum sinensis*) y ligustro (*L. lucidum*). La mayoría de estas especies tienen dispersión biótica por mamíferos y aves, los que promueven y facilitan su rápida expansión (p. ej. Ferreras *et al*., 2008; Fernández *et al*., 2017). Al formarse bosques densos por el rápido crecimiento y la alta tasa reproductiva de estas especies, hay una tendencia hacia la pérdida de diversidad de plantas nativas en el bosque invadido y la homogeneización de las comunidades con marcado predominio de algunas especies exóticas invasoras (Hoyos *et al*., 2010; Gavier-Pizarro *et al*., 2012).

2.6 Región del Parque Chaqueño

Esta región comprende más de 60 millones de hectáreas y ocupa el 22% de la superficie continental del país. Es la región forestal más extensa de Argentina, representando el 41% de la superficie forestal nacional (Brassiolo y Abt, 2011). Por su gran extensión y su amplitud, comprende una gran variedad de ambientes y condiciones climáticas, con extensas llanuras que alternan con sierras, grandes ríos de antiguos cauces y lagunas semilunares, sabanas secas e inundables, esteros, bañados y salitrales, que albergan diferentes tipos de ecosistemas. Esta diversidad ambiental favorece una alta diversidad de especies animales y vegetales, generando una alta variedad de comunidades (Prado, 1993).

La región comprende tres ecoregiones: (i) chaco seco, (ii) chaco húmedo, y (iii) esteros del Iberá. La ecoregión del chaco seco es la más extensa, abarcando cerca del 80% de la superficie, siendo espacialmente muy heterogénea en cuanto a los subsistemas natural y social, ofreciendo una enorme diversidad, tanto en calidad como cantidad, de servicios ecosistémicos. Presenta un clima semiárido, que se manifiesta en la cobertura vegetal y en la distribución de las especies. La vegetación es de bosque, a pesar de que el territorio se encuentra próximo a los 30° de latitud sur, que en otras partes del planeta está ocupado por desiertos (Ledesma, 1992). La comunidad clímax es el bosque dominado por dos especies de alto porte: el quebracho santiagueño (*Schinopsis lorentzii*) y el quebracho blanco (*Aspidosperma quebracho-blanco*). El quebracho blanco es de follaje persistente y el quebracho colorado es de follaje caduco, con un comportamiento muy particular ya que, a diferencia de las especies caducas de clima templado, la caída de las hojas se produce al iniciarse la primavera y mantiene su follaje durante todo el invierno. Por lo tanto, protege al ecosistema de las inclemencias durante esta época de lluvias escasas. El segundo estrato está formado principalmente por los árboles de género *Prosopis*, mientras que los estratos inferiores están formados por *Cercidium praecox* (brea), *Zizyphus mistol* (mistol) y *Geoffroea decorticans* (chañar). Estos estratos arbóreos están acompañados de un estrato inferior de arbustos y subarbustos de varios portes, de gran densidad, y que cubren



completamente los primeros metros sobre el nivel del suelo. En los estratos superiores e inferiores se alternan especies de hojas siempreverdes y deciduas, así como algunas especies de enredaderas y epífitas (Ledesma, 1992), e incluso varias especies de cactáceas, incluyendo cactáceas columnares (SAyDS, 2003). Otras comunidades forestales destacables son los palosantales (*Bulnesia sarmientoi*) en el norte, así como los bosques de palo bobo (*Tessaria integrifolia*) y sauce (*Salix humboldtiana*) en los arenales de los ríos, bosques de tusca (*Vachellia aroma*) en las barrancas, simbolares (*Pennisetum frutescens*) en las abras, y palmares de caranday (*Copernicia australis*) en suelos gredosos. En definitiva, una gran variedad de comunidades formadas por diversas especies y formas de vida, dependiendo de condiciones locales de suelo, topografía, disponibilidad de agua y microclima.

Una extensión importante de los bosques nativos de esta región ya no existe por causa de la deforestación desde el comienzo de la colonización europea. La explotación de los bosques chaqueños se inició en la década de 1870 y se prolongó hasta 1950 (Zarrilli, 2004), p. ej. gran parte del sistema ferroviario nacional se desarrolló a partir de durmientes de quebracho colorado santiagueño (*Schinopsis lorentzii*); la industria nacional del cuero curtido dependió del tanino, material procesado del quebracho colorado chaqueño (*Schinopsis balansae*); y el sistema de alambrado de un país agroexportador dependió de unas pocas especies de quebracho, algarrobo o el ñandubay (*Prosopis affinis*).

Hacia el este se encuentra el chaco húmedo, con una superficie que representa apenas el 18% de la región. Constituye un bloque hundido y rellenado con los sedimentos de los ríos Pilcomayo, Bermejo y Juramento, que comprende una enorme variedad de ambientes, incluyendo grandes llanuras aluviales y grandes cañadas, albardones, interfluvios, esteros, lomas interrumpidas por bajos, selvas de ribera, planicies cóncavas con drenaje deficiente, depresiones inundables, planicies de inundación de los ríos, así como bloques elevados que funcionan como divisorias de agua. La presencia y dinámica de los ríos y arroyos y la riqueza de humedales es lo que permite clasificarla como chaco húmedo. Gracias a ello, concentra gran riqueza de tipos de vegetación, tanto de humedales (totorales, pirizales, pajonales, sabanas anegadizas con palmares, vinalares y espinillares de bañado) como de vegetación forestal (selvas de ribera, bosques altos de albardones y monte fuerte). Entre las especies diagnósticas de los bosques altos de albardón se encuentran *Enterolobium contortisiliquum*, *Ruprechtia laxiflora*, *Gleditsia amorphoides* y *Myrciantes pungens*. Las raleras de quebracho colorado chaqueño se ubican en las depresiones, mientras que las de santiagueño en los altos y en una posición intermedia las de quebracho mestizo (Morello, 2012). La mayor riqueza específica de esta región se encuentra en las grandes llanuras aluviales, en las tierras altas (lomas y medias lomas) y en la prolongación del plano aluvial de los esteros de Iberá, en el extremo oriental de la eco-región en la que crecen pastizales anegadizos, selvas de ribera, selvas de albardón, sabanas con isletas de bosque, bosques semi-deciduos, sabanas de ñandubay, de palmar, y otros bosques de madera dura (Morello, 2012).

2.7 Región de los Bosques Andino-Patagónicos

Se extiende como una estrecha franja de 2000 km de longitud recostada sobre la vertiente oriental de los Andes Patagónicos desde el Norte del Neuquén hasta Tierra del Fuego e Isla de los Estados desde los 36,8° hasta los 55° de latitud sur (Dimitri, 1982). Coincide con la Ecorregión Altos Andes. La misma alcanza un ancho máximo en la latitud del Lago Lácar que no supera los 75 km de oeste a este, a la vez que en sectores de la provincia de Santa Cruz prácticamente desaparece para convertirse en la Estepa Patagónica (Dimitri, 1972). En el límite con la estepa patagónica, el bosque forma una zona de transición o ecotono, con características muy particulares para cada tipo forestal. Su superficie es de poco más de 60 mil km^2, la que puede dividirse en dos sectores: (i) la septentrional, y (ii) la meridional (Matteucci, 2018). Ambos sectores presentan diferencias espaciales y temporales de ocurrencia de diversos procesos geológicos como las glaciaciones, generando grandes diferencias geomorfológicas a lo largo de la cordillera. En el sector septentrional, al Norte de los 46,5°S la cordillera alcanza los 2000 m.s.n.m, mientras que en las últimas estribaciones de la cordillera al sur del país, se eleva unos pocos cientos de metros (p. ej. Isla de los Estados). Las glaciaciones tuvieron un patrón disperso en el sector septentrional, donde los hielos ocuparon los valles que corren transversalmente a la cordillera, dejando áreas libres de hielo aisladas, las cuales pudieron haber sido refugios para las especies de flora y fauna. En el sector meridional, el hielo se distribuyó homogéneamente desde las montañas hacia los valles y lagunas, donde la flora y fauna fue desplazada completamente. En consecuencia, la topografía, las glaciaciones y la diversidad genética resultante, se encuentran asociadas a dichos procesos.

El clima es templado a frío y húmedo, con copiosas nevadas o lluvias invernales, heladas durante casi todo el año y fuertes vientos predominantemente del oeste. El clima se asocia también a la topografía, produciéndose, por un lado, un fuerte gradiente de temperatura de sur a norte, y por otro lado, un gradiente de precipitación desde el occidente hasta el límite oriental dado por los cordones montañosos que funcionan como barreras naturales para los vientos húmedos del Pacífico. A pesar de la marcada estacionalidad de las lluvias, éstas son mucho menos marcadas en el sector meridional. El clima de la región presenta además gran variabilidad debido a la variación latitudinal, diferencias altitudinales y a la heterogeneidad del relieve (De Fina, 1972).

Esta región presenta una gran heterogeneidad espacial a escala de paisaje, en parte por la topografía, que ha condicionado microclimas locales y la evolución de diferentes suelos, lo que influye sobre la distribución de especies y tipos de vegetación. Aún más, una proporción considerable de la región está ocupada por formaciones vegetales no boscosas, por superficies rocosas y por hielos continentales. Otro factor de heterogeneidad es la dinámica de parches, que se manifiesta como un conjunto de áreas en diversos estados sucesionales originados por disturbios naturales o humanos que pueden afectar desde pequeños rodales (p. ej. volteos de viento, plagas, etc.) a grandes sectores del bosque (p. ej. avalanchas de nieve, fuego, erupciones volcánicas, etc.).

Los incendios constituyen uno de los disturbios de mayor importancia en la región por su escala espacial y marcada influencia en la dinámica de la mayoría de las comunidades vegetales, produciendo cambios a corto plazo en la cobertura y estructura de la vegetación, y donde éstas áreas



incendiadas son invadidas por especies de crecimiento rápido, o en los sectores septentrionales, son ocupadas por plantaciones de especies exóticas impidiendo la recuperación de la vegetación nativa (Matteucci, 2018). Además, son de gran importancia en la región disturbios como el vulcanismo, el viento, las avalanchas de nieve, la herbivoría, las sequías, el decaimiento forestal y la invasión de especies exóticas.

La estructura y composición florística de cada parche están condicionadas por el efecto del disturbio, y por las características fisiológicas y auto-fisiológicas de las especies disponibles en el área. Este comportamiento global otorga una alta resiliencia al sistema boscoso y permite la persistencia de especies que hubiesen desaparecido de la región si no hubiese existido una dinámica de parches, p. ej. los bosques densos de los sitios más húmedos están dominados por especies de árboles siempreverdes intolerantes a la sombra (p. ej. *Nothofagus dombeyi*), y ante ausencia de disturbios no se instalan nuevos renovales. En contraposición, las especies tolerantes a la sombra son abundantes en sitios no disturbados y están generalmente representados por individuos de todas las edades. A una mayor escala, el clima es el factor determinante de la distribución de las formaciones vegetales y de las especies que las componen, como por ejemplo el fuerte gradiente longitudinal de precipitaciones a lo largo de toda el área de distribución (p. ej. *N. pumilio*) que determina el tipo forestal y el posterior establecimiento y crecimiento de la regeneración natural. La franja que ocupa el bosque disminuye su altitud de norte a sur a lo largo de la cordillera de Los Andes, en el área septentrional llega a 1700 m.s.n.m, mientras que en el área más meridional no supera los 500-700 m.s.n.m. (Matteucci, 2018).

Los bosques Andino Patagónicos constituyen una unidad de vegetación única y característica dentro del continente (Hueck, 1978; Donoso, 1994). Estos bosques se hallan geográficamente aislados de otras formaciones boscosas, tropicales y subtropicales, del continente y separados de otros bosques de Sudamérica por extensas formaciones áridas, por tal motivo se lo considera una isla biogeográfica, con un elevado número de especies endémicas tanto en la flora como en la fauna (Armesto *et al*., 1998). Posee una flora diferente a otras regiones de Argentina, con predominio de géneros e incluso familias de distribución austral, como los *Nothofagus*, *Fitzroya*, *Misodendraceas*, etc. La formación vegetal dominante es el bosque templado húmedo, deciduo o siempreverde, que varía en especies con la altitud, la exposición y la latitud. Es principalmente un bosque alto que llega a 30-40 m de altura, y que alterna en el paisaje con matorrales y bosques bajos. Hacia las zonas más xéricas, los parches de bosques o de arbustos se encuentran en una matriz de estepa; y hacia las zonas más septentrionales la cobertura boscosa continua va dejando lugar a un bosque ralo con isletas de bosque denso en los que predominan las coníferas como el pehuén (*Araucaria araucana*) y el ciprés de la cordillera (*Austrocedrus chilensis*). El bosque más característico de la región es el de lenga (*N. pumilio*), que ocupa una faja estrecha desde aproximadamente los 39º hasta los 55º de latitud sur. Estos bosques protegen gran parte de las nacientes de las cuencas de Patagonia. Pueden ser puros o mixtos, y muchas veces asociados con otras especies como *N. dombeyi* (coihue), *N. obliqua* (roble pellín), *N. alpina* (raulí) o *N. betuloides* (guindo) (Bava y Rechene, 2004). Otra de las especies de gran distribución es el de ñire (*N. antarctica*), desde el norte de Neuquén hasta Tierra del Fuego. Son bosques cuya distribución coincide con actividades económicas, por lo que se encuentran muy impactados (p. ej. ganadería, extracción de leña, conversión a pastizales y reemplazo por plantaciones de exóticas).

2.8 Consideraciones finales

La Argentina posee muy diversos gradientes ambientales que influyen sobre el desarrollo de los bosques naturales, que van desde selvas subtropicales a bosques xerófilos. Este capítulo permite dimensionar la diversidad de tipos forestales que posee la Argentina a lo largo de sus regiones forestales, mostrando el enorme desafío que representa plantear propuestas de manejo sostenible considerando solo la dimensión ecológica, y que se complejiza cuando se consideran otros aspectos ineludibles como las dimensiones sociales o económicas, que generan sinergias positivas y negativas para el uso y la conservación. Finalmente, de este capítulo se desprende la necesidad de considerar las particularidades de cada tipo forestal en las estrategias silvícolas a seguir, y que es imposible establecer propuestas generalistas, sino que las mismas deben atender las particularidades de cada ecosistema forestal, en la búsqueda de alternativas de manejo sostenible que combinen las propuestas económicas y de conservación.



Bibliografía

Abraham, E., del Valle, H. F., Roig, F., Torres, L., Ares, J. O., Coronato, F., Godagnone, R., 2009. Overview of the geography of the Monte Desert biome (Argentina). Journal of Arid Environments 73, 144-153.

Armesto, J.J., Rozzi, R., Smith-Ramirez, C., Arroyo, M.T.K., 1998. Conservation targets in South American temperate forests. Science 22, 11-13.

Arturi, M., 2006. Situación ambiental en la ecorregión espinal. En: A. Brown, U. Martínez O., M. Acerbi y J. Corcuera (eds) La Situación Ambiental Argentina 2005, Fundación Vida Silvestre Argentina, Buenos Aires. Pp 241-246.

Bava, J., Rechene, C., 2004. Dinámica de la regeneración de lenga (*N. pumilio* (Poepp. et Endl. Krasser)) como base para la aplicación de sistemas silvícolas. En: Arturi, M., Frangi, J., Goya, J. (eds.) Ecología y manejo de los bosques de Argentina. UNLP. La Plata, Argentina.

Bisigato, A., P., E., Villagra, J. Ares, and B. E. Rossi. 2009. Vegetation heterogeneity in Monte Desert ecosystems: A multi-scale approach linking patterns and processes. Journal of Arid Environments 73, 182-191.

Brassiolo, M., Abt, M., 2011. Modelos de producción sostenible para la eco-región parque chaqueño. Informe técnico en el marco de la consultoría: Manual de buenas prácticas y modelos de producción sostenible. Unique GmbH, Freiburg, Alemania.

Brown, A. D., Kappelle, M., 2001. Introducción a los Bosques Nublados del Neotrópico: Una síntesis regional. En: Kapelle, M., Brown, A.D. (eds.) Bosques Nublados del Neotrópico. Editorial Instituto Nacional de Biodiversidad, Santo Domingo de Heredia. Pp 25–40.

Brown, A. D., Malizia, L. R., 2004. Las selvas pedemontanas de Las Yungas: en el umbral de la extinción. Ciencia Hoy 14, 52-63.

Busso, C. A., Bentivegna, D. J., Fernández, O. A., 2013. A review on invasive plants in rangelands of Argentina. Interciencia 38, 95-103.

Cabido, M., González, C., Díaz, S., 1993. Vegetation changes along a precipitation gradient in Central Argentina. Vegetatio 109, 5-14.

Cabido, M., Zeballos, S. R., Zak, M., Carranza, M. L., Giorgis, M. A., Cantero, J. J., Acosta, A. T., 2018. Native woody vegetation in central Argentina: Classification of Chaco and Espinal forests. Applied Vegetation Science (in press).

Cabrera, A. L., 1953. Esquema fitogeográfico de la República Argentina. Revista del Museo de La Plata (Nueva Serie) 8, 87-168.

Cabrera, A. L., 1976. Regiones fitogeográficas argentinas. Enciclopedia Argentina de Agricultura y Jardinería. Tomo II. ACME. Buenos Aires, Argentina.

Coirini, R., Karlin, M., Brassiolo, M., 2013. Prácticas forestales en los bosques nativos de la República Argentina, Ecorregión Espinal. Secretaría de Medio Ambiente y Desarrollo. 91 pp.

D'Angelo, C., Prado, D. E., Stofella, S. L., Lewis, J. P., 1987. The sub-chaquenian vegetation of the province of Santa Fe (Argentina). Phytocoenologia 15, 329-352.

D'Angelo, C., Pensiero, J. F., 2001. Efectos del pastoreo sobre tres comunidades herbáceas de una sabana parque del Espinal Santafesino. Natura Neotropicalis 32, 13-26.

De Fina, A.L., 1972. El clima de la región de los bosques Andino-Patagónicos. En: Dimitri, M.J., (Ed.), La región de los bosques Andino-Patagónicos, Sinopsis general, pp. 35-58.

del Valle, H. F. 1998. Patagonian soils: a regional synthesis. Ecología Austral 8, 103-123.

Diaz Villa, M.V.E., Madanes, N., Cristiano, P.M., Goldstein, G., 2016. Composición del banco de semillas e invasión de *Ligustrum lucidum* en bosques costeros de la provincia de Buenos Aires, Argentina. Bosque 37, 581-590.

Dimitri, M.J., 1972. La región de los bosques Andino-Patagónicos: Sinopsis general. Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria, pp. 381.

Dimitri, M.J., 1982 La región de los bosques Andino-Patagónicos II: Flora dendrológica y cultivada. Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria, pp. 179.

Donoso, C., 1994. Bosques templados de Chile y Argentina. Variación, estructura y dinámica. Ecología Forestal, Ed. Universitaria, Santiago de Chile, pp. 484.

Fernández, R. D., Ceballos, S. J., Malizia, A., Aragón, R., 2017. *Gleditsia triacanthos* (Fabaceae) in Argentina: A review of its invasion. Australian Journal of Botany 65(3), 203-213.

Ferreras, A. E., Torres, C., Galetto, L., 2008. Fruit removal of an invasive exotic species (*Ligustrum lucidum*) in a fragmented landscape. Journal of Arid Environments 72(9), 1573-1580.

Franceschi, E. A., Alzugaray, C., 2001. La vegetación de la reserva Wildermuth (Santa Fe, Argentina). Boletín de la Sociedad Argentina de Botánica 36, 111-124.

Gavier-Pizarro G. I., Calamari N. C., Thompson J. J., Canavelli S. B., Solari L. M., Decarre J., *et al*., 2012. Expansion and intensification of row crop agriculture in the Pampas and Espinal of Argentina can reduce ecosystem service provision by changing avian density. Agriculture Ecosystems and the Environment 154, 44–55.

Giorgis, M. A., Tecco, P A., 2014. Árboles y arbustos invasores de la Provincia de Córdoba (Argentina): Una contribución a la sistematización de bases de datos globales. Boletín de la Sociedad Argentina de Botánica 49(4), 581-603.

Hilgert, N. I., D'Angelo, C. H., 1996. Las comunidades vegetales de los Deptos. Castellanos y Las Colonias (Santa Fe, Argentina). Boletín de la Sociedad Argentina de Botánica 32, 3-16.

Hilgert, N. I., Pensiero, J. F., Marino, G., Lewis, J. P, D'Angelo, C. H., 2003. Vegetation of the Saladillo area (province of Santa Fe) in the South of the Chaco, Argentina. nterciencia 28, 512-520.

Hoyos, L. E., Gavier-Pizarro, G. I., Kuemmerle, T., Bucher, E. H., Radeloff, V. C., Tecco, P. A., 2010. Invasion of glossy privet (*Ligustrum lucidum*) and native forest loss in the Sierras Chicas of Córdoba, Argentina. Biological invasions 12(9), 3261-3275.

Hueck, K., 1972. Mapa de la vegetación de América del Sur (1:8.000.000). Forstliche Forschungsanstalt Munchen. Gustav Fisher Verlag, Stuttgart.

Hueck, K., 1978. Los bosques de Sudamérica; ecología, composición e importancia económica. Sociedad Alemana de Cooperación Técnica, Eschborn, pp. 476.

Hunzinger, H., 1995. La precipitación Horizontal: Su importancia para el bosque y a nivel de cuenca en la sierra de San Javier, Tucumán. Argentina. En: Brown, A. D., Grau, R. D. (eds.). Investigación, Conservación, y Desarrollo en las selvas subtropicales de montaña. LIEY, UNT, Tucuman. Pp 53-58.

INTA-CIRN. 1990. Atlas de suelos de la República Argentina. Escala 1:500.000 y 1:1.000.000. Secretaría de Agricultura Ganadería y Pesca. Proyecto PNUD ARG. 85/019, Buenos Aires.

Jozami, J. M., 1964. La fitogeografía de Santa Fe y Entre Ríos y sus recursos forestales. Museo Provincial de Ciencias Naturales Florentino Ameghino 85-101.

Labraga, J. C., Villalba, R., 2009. Climate in the Monte Desert: past trends, present conditions, and future projections. Journal of Arid Environments 73, 154-163.

Ledesma, N. R., 1992. Caracteres de la semi-aridez en el Chaco Seco. Anales de la Academia Nacional de Agronomía y Veterinaria 46, 21-32.

Lewis, J. P., 1981. La vegetación de la provincia de Santa Fe. Estudios de geografía de la provincia de Santa Fe: Homenaje al Dr. Alfredo Castellanos, Sociedad Argentina de Estudios Geográficos. Serie Especial 9, 121-148.

Lewis, J. P., Collantes, M., 1973. El espinal periestépico. Ciencia e Investigación 29, 360-377.

Lewis, J. P., Prado, D. E., Barberis, I. M., 2006a. Los remanentes de bosques del espinal en la provincia de Córdoba. En: Brown, A., Martínez, U., Acerbi, M., Corcuera, J. (eds.) La Situación Ambiental Argentina 2005. Fundación Vida Silvestre Argentina, Buenos Aires. Pp 254-258.

Lewis, J. P., Pire, E. F., Barberis, I. M., Prado, D. E., 2006b. Los bosques del Espinal periestépico en las proximidades de la localidad de Coronda, provincia de Santa Fe (Argentina). Revista de Investigaciones de la Facultad de Ciencias Agrarias (UNR) 6, 13-26.

Lewis, J. P., Noetinger, S., Prado, D. E., Barberis, I. M., 2009. Woody vegetation structure and composition of the last relicts of Espinal vegetation in subtropical Argentina. Biodiversity and Conservation 18, 3615-3628.

Mares, M. A. A., Morello, J., Goldstein, G., 1985. The Monte Desert and other subtropical semi-arid biomes of Argentina, with comments on their relation to North American arid areas. En: Evenary, M., Noy-Meir, I., Goodall. D. W. (eds.). Hot Deserts and Arid Shrublands, A. Capítulo 6. Elsevier, Amsterdam-Oxford- New york- Tokio. Pp 203-237.

Martínez Carretero, E., 2000. Vegetación de los Andes Centrales de la Argentina. El Valle de Uspallata, Mendoza. Boletín de la Sociedad Argentina de Botánica 34, 127-148.

Matteucci, S. D., Morello, J., Rodríguez, A. F., Mendoza, N., 2004. El Alto Paraná Encajonado, Mosaicos de paisaje y conservación regional. Ediciones FADU-UNESCO. Buenos Aires, Argentina.

Matteucci, S. D., 2012. Ecorregión Espinal. En: Morello, J., Matteucci, S.D., Rodríguez, A.F., Silva, M.E. (eds.), Ecorregiones y Complejos Ecosistémicos Argentinos. pp. 349-390.

Matteucci, S. D., 2018. Ecorregión Altos Andes. En Morello, J., Matteucci, S.D., Rodríguez, A.F., Silva, M.E. (eds.), Ecorregiones y Complejos Ecosistémicos Argentinos, 2da edición. pp 17-108.

Mérida, E., Athor, J., 2006. Talares Bonaerenses y su conservación Buenos Aires, Fundación de Historia Natural "Félix de Azara".

Morales, J. M., Sirombra, M., Brown, A. D., 1995. Riqueza de árboles en las Yungas argentinas. En: Brown, A. D., Grau, H. R. (eds.). Investigación, conservación y desarrollo en las Selvas Subtropicales de Montana. Laboratorio de Investigaciones Ecologicas de las Yungas, Tucuman. Pp 163-174.

Morello, J., 1958. La Provincia Fitogeográfica del Monte. Opera Lilloana 2, 5-115.

Morello, J., 2012. Ecorregión Chaco Húmedo. En: Morello, J., Matteucci, S.D., Rodríguez, A.F., Silva, M.E. (eds.) Ecorregiones y Complejos Ecosistémicos Argentinos. Orientación Gráfica Editora, Buenos Aires, Argentina. Pp 205-223.

Morello, J., Matteucci, S. D., Rodríguez, A. F., Silva, M. E., 2018. Ecorregiones y Complejos Ecosistémicos Argentinos. Orientación Gráfica Editora, Buenos Aires, Argentina. 2da. edición

Myers, N., Mittermeier, R. A., Mittermeier, C. G., da Fonseca, G. A., Kent, J., 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. Nature 403, 853-858.

Noy-Meir, I., Mascó, M., Giorgis, M. A., Gurvich, D. E., Perazzolo, D., Ruiz, G., 2012. Estructura y diversidad de dos fragmentos del bosque de Espinal en Córdoba, un ecosistema amenazado. Boletín de la Sociedad Argentina de Botánica 47(1-2), 119-133.

Oyarzabal, M., Clavijo, M., Oakley, L.J., Biganzoli, F., Tognetti, P., Barberis, I. M., Maturo, H. M, Aragón, R., Campanello, P. I., Prado, D. E., Oesterheld, M., León, R. J. C., 2018. Unidades de vegetación de la Argentina. Ecología Austral 28, 40-63.

Parodi, L. R., 1940. Los bosques naturales de la provincia de Buenos Aires." Anales de la Academia Nacional de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales de Buenos Aires 7, 79-90.

Parodi, L. R., 1945. Las regiones fitogeográficas argentinas y sus relaciones con la industria forestal. Plants and plant science in Latin America. F. Verdoorn. New York, USA, The Ronald Press Company, 127-132.

Plaza Behr, M. C., Pérez, C. A., Goya, J. F., Azcona, M., Arturi, M. F., 2016. Plantación de *Celtis ehrenbergiana* como técnica de recuperación de bosques invadidos por *Ligustrum lucidum* en los talares del NE de Buenos Aires. Ecología Austral 26, 171-177.

Prado, D. E. 1993. What is the Gran Chaco vegetation in South America? I. A review. Contribution to the study of the flora and vegetation of the Chaco. V. Candollea 48(1): 145-172.

Prado, D. 1995. La Selva Pedemontana: Contexto regional y lista florística de un ecosistema en peligro. En: Brown, A. D., Grau, H. R. (eds.) Investigación, conservación y desarrollo en las Selvas Subtropicales de Montana. Laboratorio de Investigaciones Ecologicas de las Yungas, Tucumán. Pp 19-52.

Ragonese, A. E., 1941. La vegetación de la provincia de Santa Fe (R.A.). Darwiniana 5, 369-416.

Rodríguez, A. F., Silva, M., 2012. Eco-región de las selvas de yungas. En: Morello, J., Matteucci, S.D., Rodríguez, A. F., Silva, M. E. (eds.) Ecorregiones y Complejos Ecosistémicos Argentinos. Orientación Gráfica Editora, Buenos Aires, Argentina. Pp 129-149.

Roig, F. A. 1998. La vegetación de la Patagonia. Flora Patagónica, INTA Colección Científica Tomo VIII.

Roig, F. A., Roig-Juñent, S., Corbalán, V., 2009. Biogeography of the Monte Desert. Journal of Arid Environments 73, 164-172.

Rundel, P., Villagra, P. E., Dillon, M. O., Roig-Juñent, S. A., Debandi, G., 2007. Arid and Semi-Arid Ecosystems. En: Veblen, T. T., Young, K., Orme, A., (eds.) The physical geography of South America. Oxford University Press. Pp 158-183.

Secretaria de Ambiente y Desarrollo Sostenible (SAyDS), 2003. Atlas de los bosques nativos argentinos. Proyectos Bosques Nativos y Áreas Protegidas BIRF 4085-AR, Dirección de Bosques. SAyDS, Buenos Aires, Argentina. 246 pp.

Simpson, B. B., Solbrig, O. T., 1977. Introduction. En: Simpson, B. B. (ed.) Mesquite: Its biology in two Desert Scrub Ecosystems. US/IBP Synthesis Series 4. Dowden, Hutchinson & Ross, Inc. Pp 1-26.

Torres Robles, S. S., Tur, N. M., 2006. Los talares en la provincia de Buenos Aires. En: Brown, A., Martínez Ortiz, U., Acerbi, M., Corcuera, J. (eds.) La Situación Ambiental Argentina 2005. Fundación Vida Silvestre, Buenos Aires, Argentina.

Torres Robles, S. S., Arturi, M. F., Contreras, C., Peter, G., Zeberio, J. M., 2015. Variaciones geográficas de la estructura y composición de la vegetación leñosa en el límite entre el espinal y el monte en el Noreste de la Patagonia (Argentina). Boletín de la Sociedad Argentina de Botánica 50(2), 209-215.

Unidad de Manejo del Sistema de Evaluación Forestal (UMSEF), 2014. Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible de la Nación (MAyDS). Regiones Forestales de Argentina. Mapas Ambientales (http://mapas.ambiente.gob.ar/).

Villagra, P. E., Roig, F. A., 1999. Vegetación de las márgenes de inundación del Río Mendoza en su zona de divagación (Mendoza, Argentina). Kurtziana 27, 309-317.

Zarrilli, A. G., 2004. La explotación forestal de los bosques chaqueños argentinos (1895-1948). Diálogos Revista Electrónica de Historia 4(2), e690.

3

Las regiones forestales de la Argentina en el contexto de zonas de vida de Holdridge

Autores
María R. Derguy[1,2]; Jorge L. Frangi[2]; Sebastián Martinuzzi[3]

[1]Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET), Universidad Nacional de Avellaneda (UNDAV), Argentina. [2]Laboratorio de Investigación de Sistemas Ecológicos y Ambientales (LISEA), Universidad Nacional de La Plata (UNLP), Argentina. [3]SILVIS Lab, Department of Forest and Wildlife Ecology, University of Wisconsin, USA.

Resumen

El mapa vigente de las regiones forestales de Argentina constituye una herramienta fundamental para el manejo y conservación de nuestros bosques, sin embargo no contempla la variabilidad ecológica de las regiones forestales. El sistema de Holdridge, por otro lado, mapea zonas de vida en base a variables bioclimáticas y es una herramienta útil para la caracterización de los ecosistemas forestales y con aplicaciones en todo el mundo. En este capítulo caracterizamos las regiones forestales de Argentina (n=7) en base a la clasificación de zonas de vida de Holdridge (n=83) para entender la variabilidad ecológica de las regiones forestales. Encontramos que las regiones forestales de Argentina poseen una gran heterogeneidad ecológica interna. Las regiones forestales se distribuyen a lo largo de diversas regiones latitudinales, fajas altitudinales, y provincias de humedad, lo que resulta entre

4 y 22 zonas de vida dependiendo de la región forestal. El Bosque Andino Patagónico, la Selva Tucumano Boliviana, y el Parque Chaqueño son las regiones forestales más diversas en términos bioclimáticos, y la Selva Misionera es la menos diversa. El presente trabajo provee información clave para avanzar en la comprensión ecológica y mapeo de las regiones forestales, y sugiere la presencia de una diversidad de ecosistemas que no debe pasar inadvertida. El manejo y conservación de los bosques de Argentina requiere de manera urgente incorporar la variabilidad bioclimática de las regiones forestales.

3.1 Introducción

Las regiones forestales de Argentina definidas y cartografiadas por la Unidad de Manejo del Sistema de Evaluación Forestal de la Nación (UMSEF-MAyDS, 2014) constituyen una herramienta de base para la gestión, evaluación y seguimiento de los bosques nativos (s.l.), así como para el manejo forestal en general. Existen en Argentina seis regiones forestales: Selva Misionera, Selva Tucumano Boliviana, Monte, Espinal y Parque Chaqueño, Bosque Andino Patagónico (ver figura de regiones forestales en cap. 2). Cabe considerar, que en la actualidad se propone también una nueva región, la del Delta e Islas del Río Paraná, por sus características particulares, tanto de producción como de conservación. Por otro lado, la clasificación de zonas de vida de Holdridge provee una visión distinta del territorio en base a variables bioclimáticas que gobiernan los procesos ecosistémicos (biotemperatura, precipitación y cociente de evapotranspiración potencial) (Holdridge 1947, 1959, 1967, 1979), representando una herramienta fundamental para el mapeo y caracterización de los ecosistemas (Lugo *et al.,* 1999) (figura 3.1). Una zona de vida se entiende a su vez como un conjunto natural de asociaciones sensu Holdridge. La asociación (segundo nivel de clasificación del modelo) es una unidad natural en donde no sólo el bioclima sino otros factores relacionados con la geografía física, la geología y el sustrato se vinculan con la biota dando una combinación reconocida y única, que tiene un aspecto o fisonomía particular. Este capítulo trata el primer nivel jerárquico, las zonas de vida. En los capítulos posteriores que refieren a las regiones forestales suelen mencionarse unidades boscosas de mayor detalle, determinadas no sólo por el bioclima sino también por otros factores abióticos, las que podrían corresponderse con el nivel de asociación definido por Holdridge

Recientemente, se aplicó el modelo de clasificación de Holdridge para Argentina, y se encontraron representadas cinco regiones latitudinales (desde Tropical a Antiboreal; fig. 3.2a), siete fajas altitudinales (desde Basal a Nival; fig. 3.2b), y diez provincias de humedad (desde Superárido hasta Subsaturado; fig. 3.2c), resultando un total de ochenta y tres zonas de vida para Argentina que resaltan la gran heterogeneidad bioclimática y ambiental de nuestro territorio (Derguy *et al.*, 2019).

El análisis de las regiones forestales en el contexto de la clasificación de zonas de vida de Holdridge permite avanzar en la comprensión ecológica de las regiones forestales, proveyendo información útil no solo para el manejo y conservación de los bosques de Argentina, sino también para estudios científicos relacionados con la distribución de especies, clines y ecotipos, el análisis del uso del suelo y pérdida de cubierta forestal, y la cuantificación de bienes y servicios forestales. Desafortunadamente, la información existente acerca de la variabilidad bioclimática a nivel de regiones forestales es limitada, o inconsistente. El objetivo de este capítulo es caracterizar las regiones forestales de Argentina en base a la clasificación de zonas de vida de Holdridge para entender la variabilidad bioclimática de las regiones forestales. En particular, se describe la amplitud y variabilidad bioclimática de cada región forestal en términos altitudinales, latitudinales, de humedad, y de zonas de vida. El trabajo reconoce el gran valor de la numerosa bibliografía sobre aspectos florísticos, genéticos, fisonómicos, biogeográficos, ecológicos, de ecorregiones u otros, pero no revisa ni repite información preexistente ya que cada región forestal es tratada en detalle en capítulos posteriores.

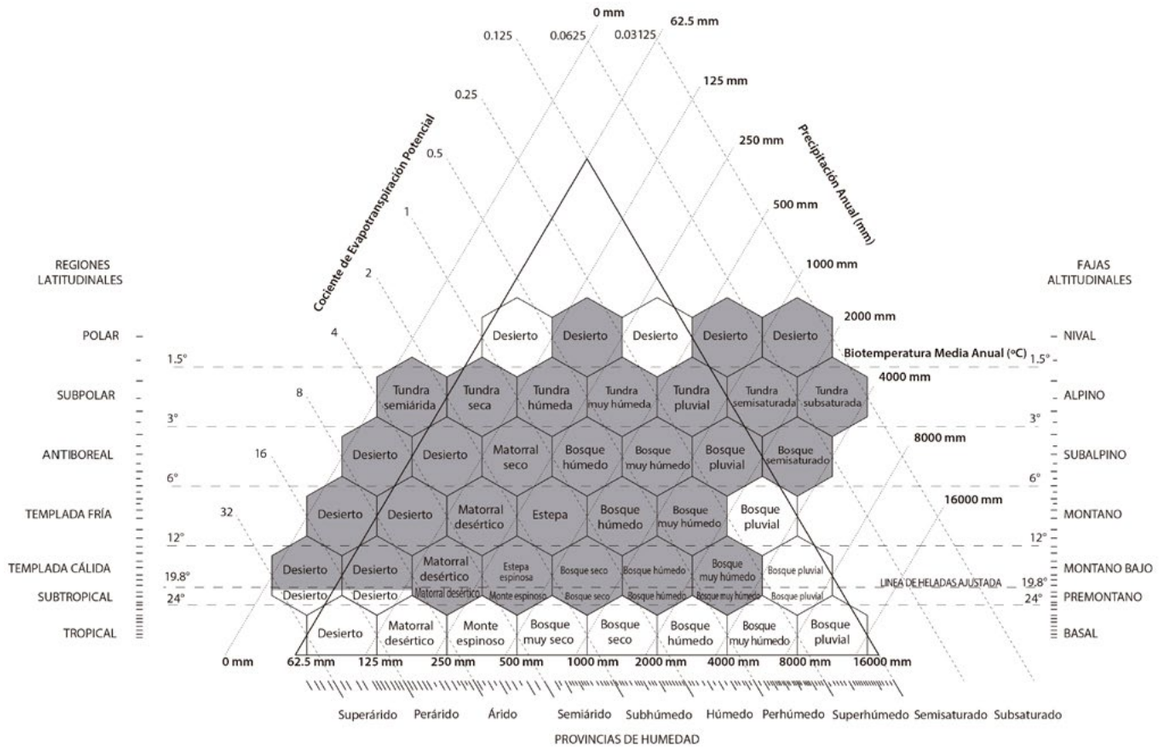


Figura 3.1. Diagrama de Zonas de Vida de Holdridge destacando la relación entre las variables bioclimáticas (biotemperatura, precipitación, y evapotranspiración) y las regiones latitudinales, fajas altitudinales, y provincias de humedad. En color gris se resaltan las zonas de vida presentes en Argentina Derguy *et al.*, (2019). Una cuarta variable utilizada en la clasificación de zonas de vida de Holdridge, la línea de heladas, importante para determinar la posición de la faja basal, se explica en el cuadro 1 y en Derguy *et al.*, (2019).

a

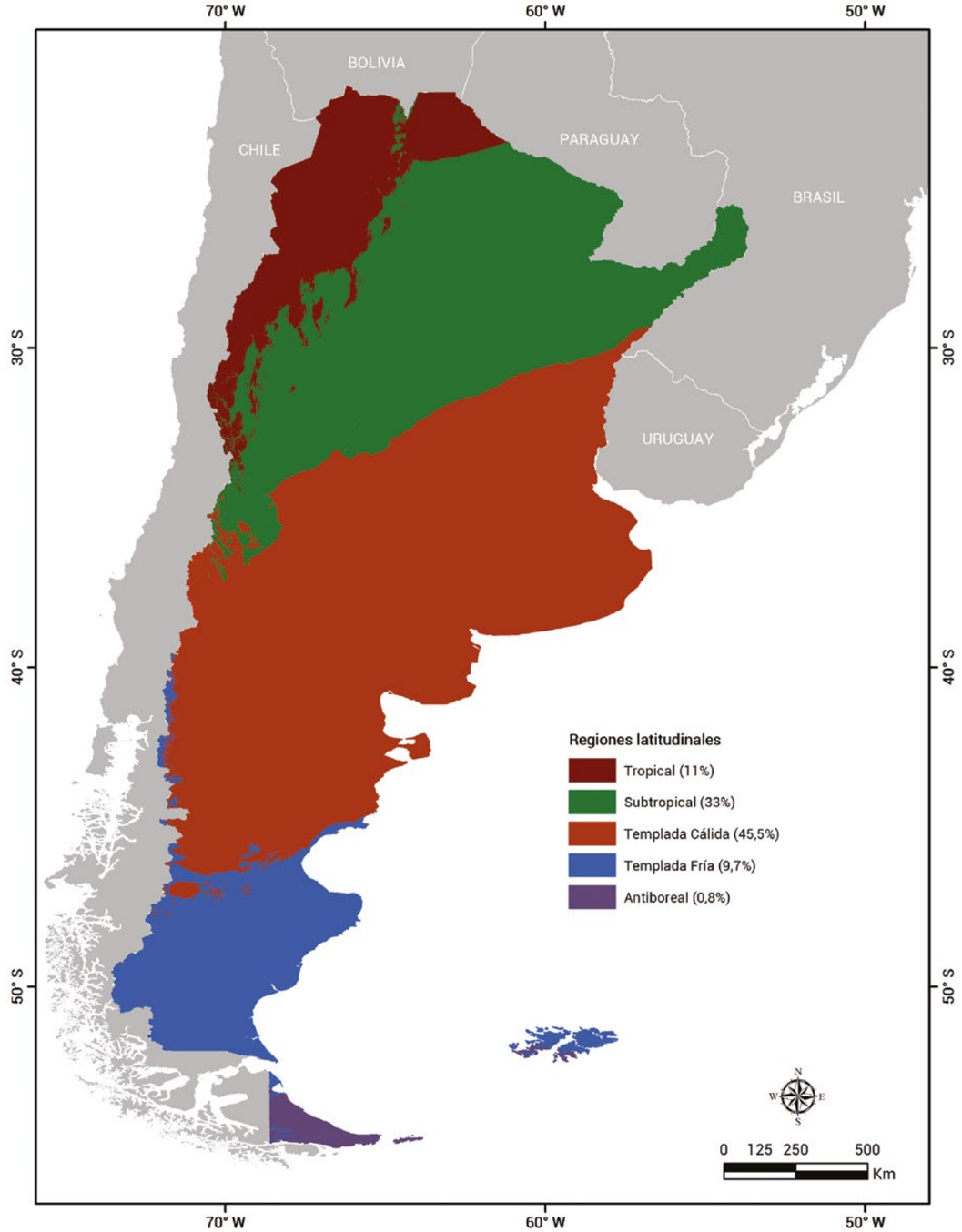
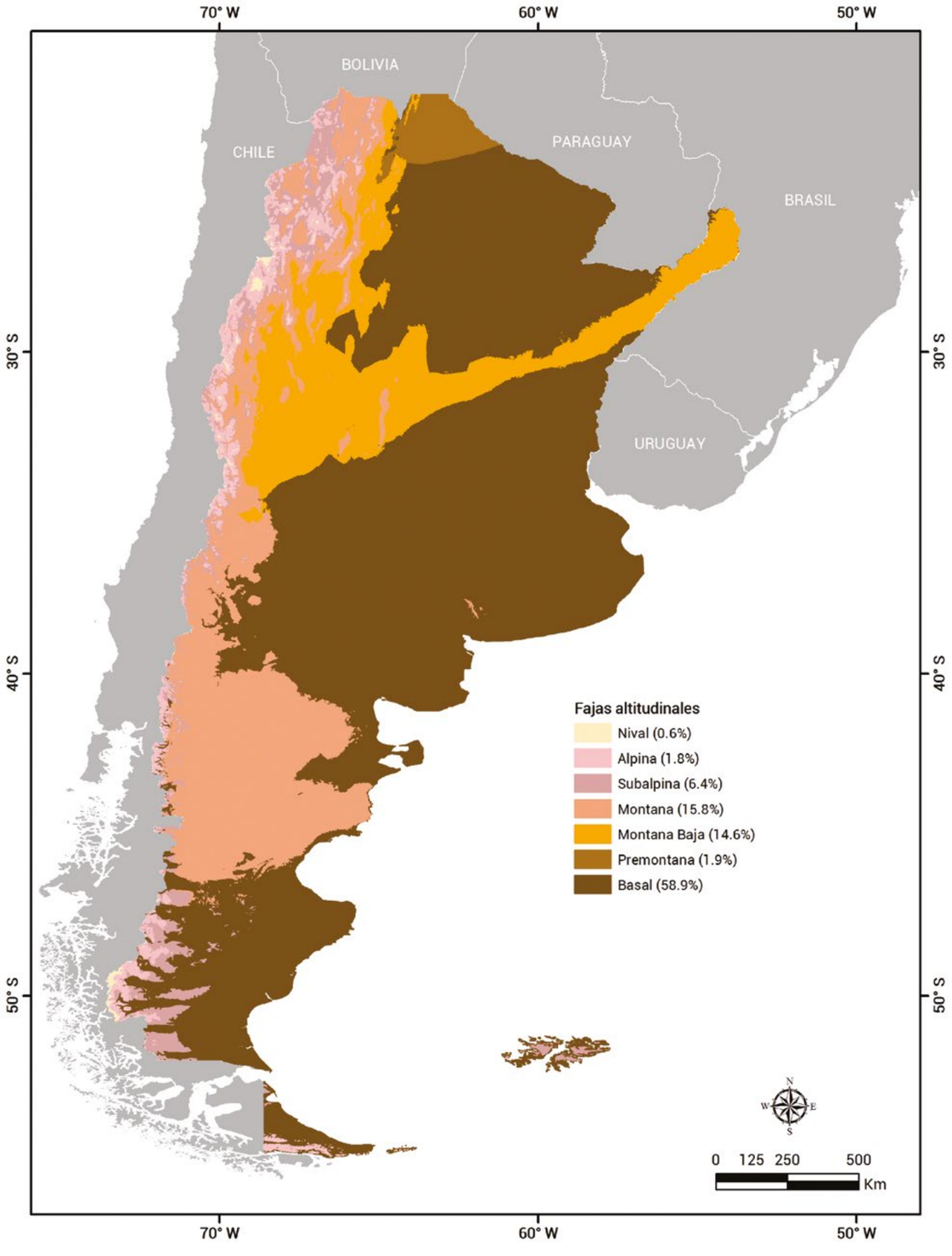
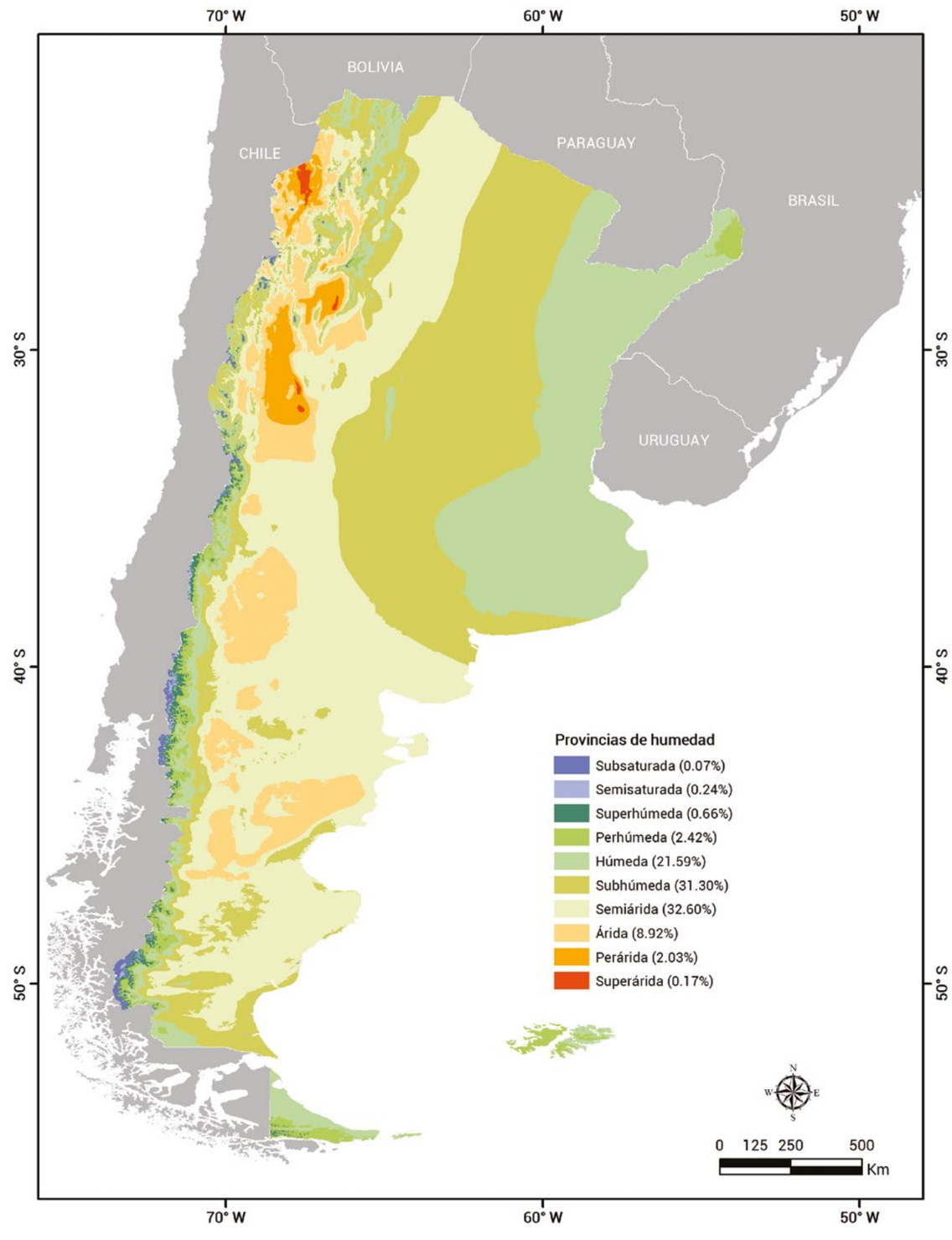


Figura 3. 2. Zonificación de la República Argentina. a) Regiones latitudinales. b) Fajas altitudinales. c) Provincias de humedad . Adaptado de Derguy *et al.*, 2019.

b


70° W
60° W
50° W
30° S
40° S
50° S
BOLIVIA
CHILE
PARAGUAY
BRASIL
URUGUAY
Fajas altitudinales
Nival (0.6%)
Alpina (1.8%)
Subalpina (6.4%)
Montana (15.8%)
Montana Baja (14.6%)
Premontana (1.9%)
Basal (58.9%)
N
W
E
S
0 125 250 500
Km

c


70° W
60° W
50° W
30° S
40° S
50° S
BOLIVIA
CHILE
PARAGUAY
BRASIL
URUGUAY
Provincias de humedad
Subsaturada (0.07%)
Semisaturada (0.24%)
Superhúmeda (0.66%)
Perhúmeda (2.42%)
Húmeda (21.59%)
Subhúmeda (31.30%)
Semiárida (32.60%)
Árida (8.92%)
Perárida (2.03%)
Superárida (0.17%)
N
W
E
S
0 125 250 500
Km

3.2 Metodología

Se utilizaron las coberturas disponibles de las regiones forestales del UMSEF (UMSEF-MAyDS, 2014) y de zonas de vida de Holdridge de Derguy *et al*., 2019. Para cada región forestal se extrajo el tipo y extensión (km^2 y %) de las correspondientes regiones latitudinales, fajas altitudinales, provincias de humedad, y zonas de vida. Los resultados se organizan por región forestal. Información adicional acerca de la metodología de clasificación de Holdridge puede verse en la Caja 1 y en Derguy *et al*., 2019. El análisis espacial se hizo con ArcGIS 10.0.

3.3 Resultado

Selva Misionera

Esta región es la segunda más pequeña, ocupando 40,000 km^2, o 2% del área total de las regiones forestales (fig. 3.1a). Localizada geográficamente en el Noreste Argentino (NEA), la Selva Misionera es prácticamente exclusiva de la región latitudinal Subtropical (fig. 3.11a).

Respecto de su distribución altitudinal, una pequeña porción de la Selva Misionera se ubica en la faja Basal (biotemperatura anual 19,8 a 24,0ºC) sin heladas (considerando el criterio de Lugo *et al*., 1999, empleado por Derguy *et al*. 2019. Sin embargo, la mayor parte se ubica en la faja altitudinal Montana Baja (biotemperatura 12,0 a 19,8ºC) donde si se producen heladas (fig. 3.11b). En términos de humedad, un 78% de la Selva Misionera se encuentra en la provincia Húmeda, con balance de agua equilibrado a positivo, y un 22% en la Perhúmeda, con mayor exceso de agua (fig. 3.11c). En suma, la Selva Misionera ocupa sectores cálidos y húmedos pero con algún riesgo de heladas, rasgos característicos de la climatología del NEA. En ese contexto, estas selvas muestran una baja variabilidad bioclimática que se refleja en su presencia restringida a cuatro zonas de vida, correspondientes a bosques subtropicales sin carencia de agua (figura 3.3).

Selva Tucumano Boliviana

La región forestal de la Selva Tucumano Boliviana, también conocida como Yungas, cubre 54,000 km^2 en el Noroeste Argentino (NOA), equivalente al 3% del área total de las regiones forestales (fig. 3.1a). Es una prolongación al sur de las selvas de ceja de montaña más abundantes en Bolivia. Su estirpe tropical se refleja en su mayor presencia en la Región latitudinal Tropical, que se reduce en la Región subtropical (fig. 3. 11a).

En la Selva Tucumano Boliviana, la topografía montana elevada y quebrada en latitudes cercanas al Trópico de Capricornio se expresa en la presencia de todas las fajas altitudinales, desde Basal a Subalpino, con una máxima expresión en la faja Montana Baja (12,0 a 19,8ºC), seguido por las fajas Premontana (biotemperatura 19,8 a 24,0ºC), Montana (6,0 a 12,0ºC) y Basal (19,8 a 24,0ºC para la Región Subtropical), siendo casi nula en el piso Subalpino (fig 3.11b).

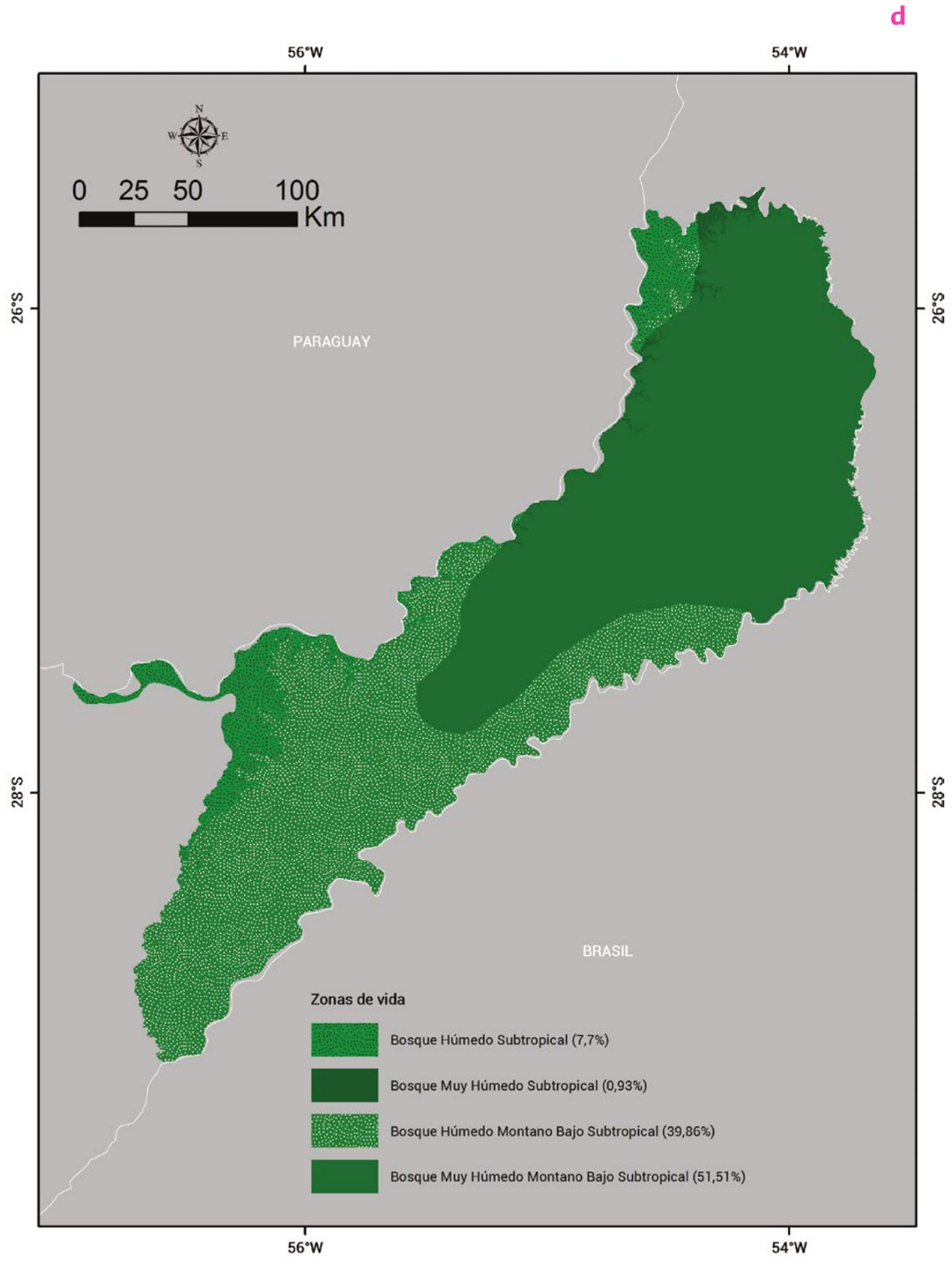
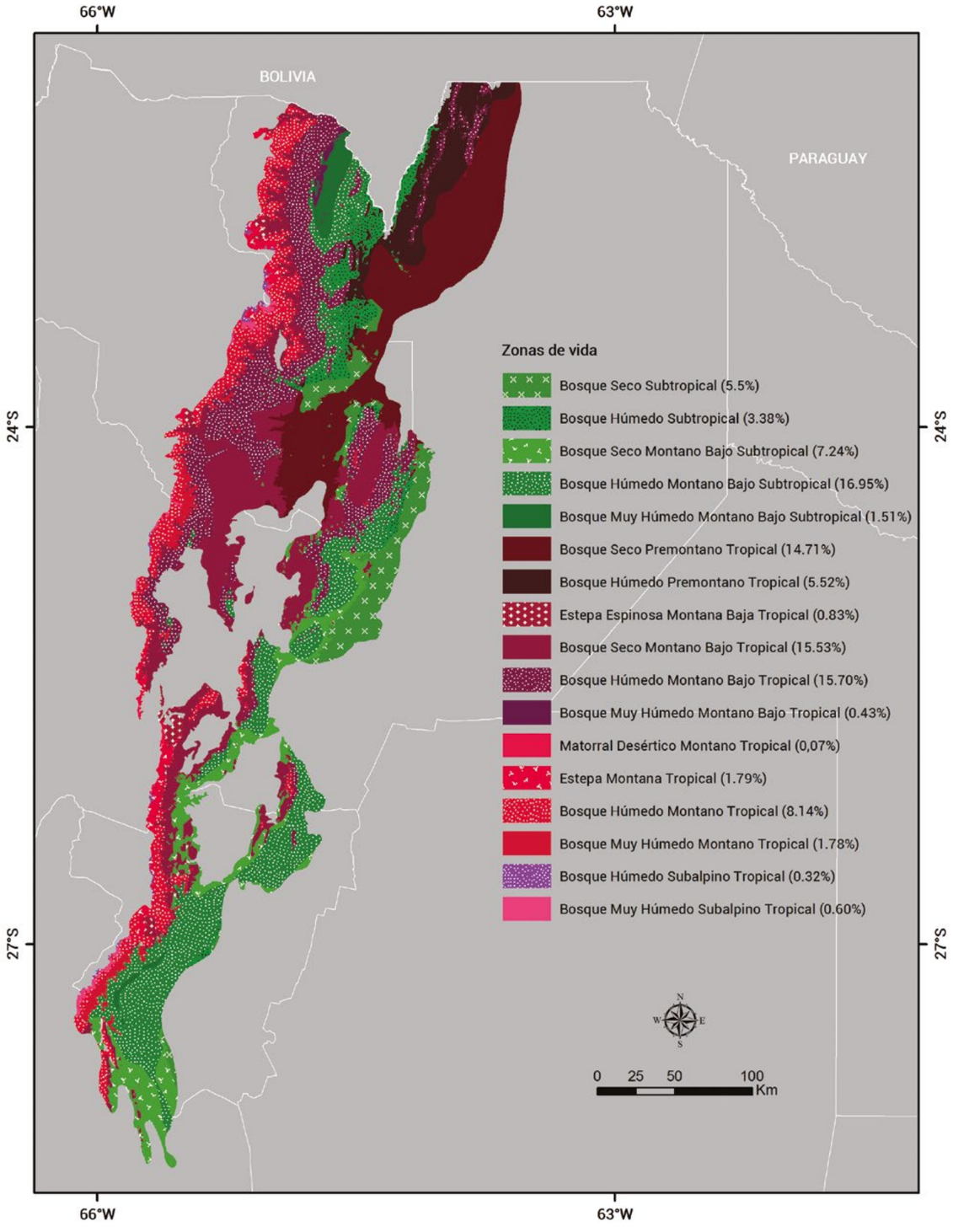


Figura 3. 3. Distribución de zonas de vida de Holdridge en la región forestal de la Selva Misionera.



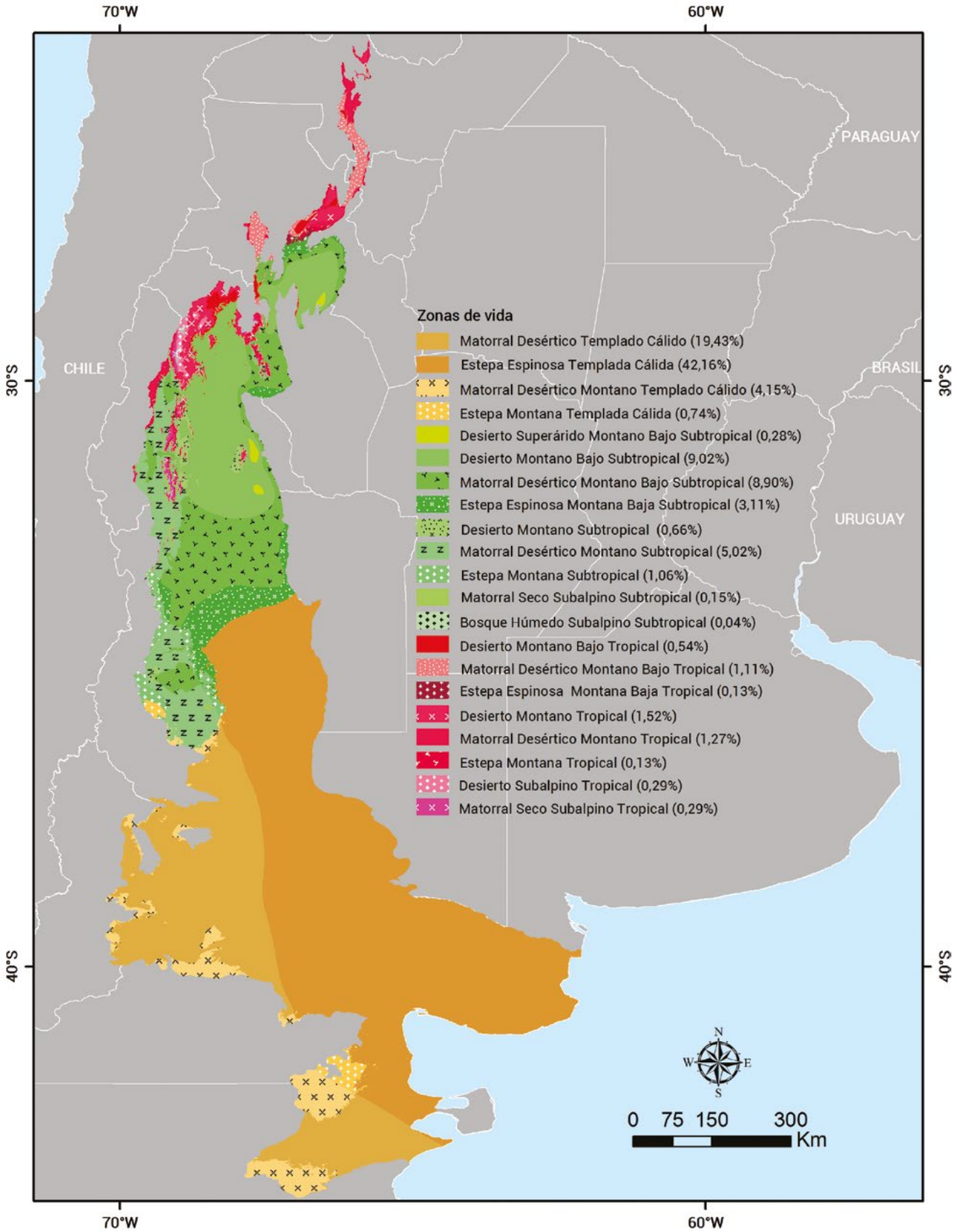
Al mismo tiempo, las provincias de humedad de mayor extensión en la Selva Tucumano Boliviana son la Subhúmeda y Húmeda, con muy poca representación de las condiciones de la provincia Semiárida y Perhúmeda (fig. 3.11c). En el NOA, la combinación de bajas latitudes y grandes rangos de elevación ejerce una fuerte influencia en el complejo comportamiento climático a lo largo del año (Derguy *et al.*, 2019), determinando una gran heterogeneidad ambiental que se refleja no solo en la compleja geomorfologia regional, sino también en un mosaico de zonas de vida donde numerosas unidades tienen una pequeña superficie (fig. 3.4). Los bosques y selvas del NOA integran una variedad de ecosistemas en los que predominan bosques secos y húmedos de distinta composición florística, linajes y distribución, donde participan 17 zonas de vida (fig. 3.4).

Monte

Es la segunda región forestal en extensión (473,000 km^2), equivalente al 30% del área total (fig. 3.1a). Se ubica en la denominada diagonal árida de nuestro país, principalmente desde el Chubut hasta los valles Calchaquíes en Salta, y está dominada por un conjunto de comunidades de plantas leñosas arbustivas con distintas fisonomías, algunas con cáctaceas y unas pocas fisonomías boscosas.

En semejante territorio, dos tercios de su superficie están localizados en la región latitudinal templado cálida y algo menos de un tercio en la subtropical (no en el piso basal), con una pequeña porción del 5% en la región latitudinal tropical (tampoco en la faja basal) (fig. 3.11a). En relación a las fajas altitudinales, si bien la región forestal del monte se halla desde la faja basal a la nival, la mayor superficie está en la faja basal entre los 12 y 24 °C de biotemperatura. Luego, decrece rápidamente hasta el piso montano (6 a 12 °C), para hacerse muy rara a mayor elevación (fig. 3.11b). En lo referente a las provincias de humedad, la región forestal del monte se encuentra mayormente en zonas deficitarias de agua. la mayor superficie está en la provincia semiárida (64%) y junto a la árida (24%) y perárida (8%) suman 96% de su extensión (fig. 3.11c). Al ocupar una gran parte de la diagonal árida de la Argentina, esta vegetación ocupa 21 zonas de vida, aunque las que tienen una cobertura mayor son solo cinco (fig. 3.5). tres de ellas en la zona templado cálida: estepa espinosa templado cálida (40%), matorral desértico templado cálido (19%), matorral desértico montano templado cálido (4%). dos de ellas en la zona subtropical: desierto montano bajo subtropical (9%), y matorral desértico montano bajo subtropical (9%), que por la elevación del terreno a que se ubican presentan heladas como las zonas basales templado cálidas.

Figura 3.4. Distribución de zonas de vida de Holdridge en la región forestal de la Selva Tucumano Boliviana.



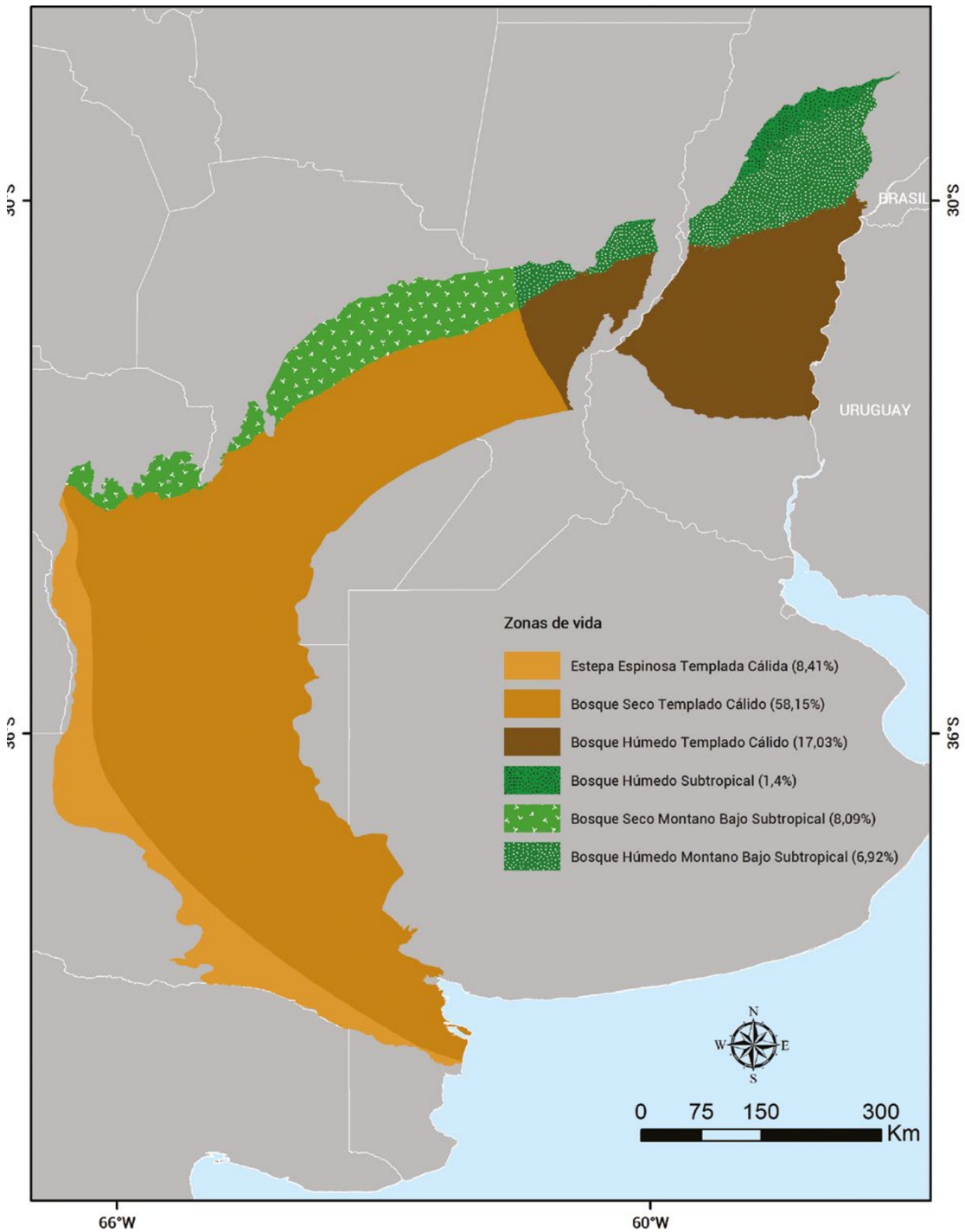
Espinal

Es la tercera en extensión (~313,000 km^2), equivalente al 19% del área total de las regiones forestales (fig. 3.1a). El Espinal, o como le llamara coloquialmente Ángel Cabrera, el "Chaco sin quebrachos", es una región forestal esencialmente localizada en la región latitudinal templado cálida, con una menor superficie en la región latitudinal subtropical (fig. 3.11a).

Desde el punto de vista altitudinal, el Espinal, o como han denominado Juan Lewis y colaboradores, el Espinal periestépico, se distribuye esencialmente a baja elevación en la parte pampásica de la gran llanura Chaco-pampeana, localizándose principalmente en el piso Basal (85%) y en menor medida en la faja Montana Baja (15%), bordeando principalmente por el oeste al pastizal pampeano (fig. 3.11b). En cuanto a las provincias de humedad, el Espinal se distribuye mayormente en la provincia Subhúmeda y en una menor proporción de la Húmeda en el oriente de su área de distribución, donde en el resto de la planicie predominan los pastizales pampeanos (fig. 3.11c). En el Espinal se encuentran 6 zonas de vida (fig. 3.6). La más extensa corresponde a la zona de vida Bosque Seco Templado Cálido (58%) a la que se suma en condiciones deficitarias de agua un 8% en la Estepa Espinosa Templado Cálida. Las zonas de vida Bosques Húmedos basales ocupan un 17% en la región Templada Cálida, y solo un 1% en la región Subtropical, sin heladas.

El Espinal predomina en zonas de vida con heladas (región Templada Cálida) a diferencia de los Bosques del Parque Chaqueño que predominan en la región Subtropical y con los que comparte numerosas especies. La región del espinal tal como fuera establecida por la UMSEF no incluye a la mayor parte del denominado distrito del tala definido por Cabrera (1971, 1976) y Cabrera y Willink (1973). Al efecto de dar una visión más integral de la región del espinal hemos considerado adicionar para el desarrollo de este trabajo los bosques de tala (*Celtis ehrenbergiana*) del distrito mencionado que constituyen una subregión del espinal. Para ello hemos empleado los mapas publicados por el Organismo para el Desarrollo Sostenible (OPDS) de la Provincia de Buenos Aires que ha cartografiado la distribución real de estos bosques en el Este bonaerense con finalidades de ordenamiento territorial. En consecuencia los aprox. 500 Km^2 de superficie que se le asignan, entre ~35º - 38º S, corresponden específicamente a estos bosques no incluidos en la Región del espinal establecida por la UMSEF. En relación con el sistema de zonas de vida de Holdridge, la mayor parte de estos bosques se distribuyen en la zona de vida del Bosque Seco Templado Cálido y una menor superficie en la zona de vida del Bosque Húmedo Templado Cálido al Norte de la anterior en el área costera bonaerense (fig. 3.7).

Figura 3.5. Distribución de zonas de vida de Holdridge en la Región Forestal del Monte.



Parque Chaqueño

Es la región forestal de mayor extensión (680,000 km^2), equivalente al 39% del área total de las regiones forestales (fig. 3.1a). Ocupa el norte de Argentina y se continúa en el Paraguay y este de Bolivia. En términos latitudinales, el Parque Chaqueño en Argentina ocupa porciones de tres regiones latitudinales, pero es eminentemente una región forestal de la región latitudinal subtropical (biotemperatura 19,8 ºC a 24,0 ºC; 92% del área total) (fig. 3.11a).

En altitud, el Parque Chaqueño se extiende mayormente por el tramo chaqueño de la gran planicie Chaco-pampeana y zonas serranas hacia el centro de ella y bordeando por el oeste a la misma ya en sistemas montanos ubicados al este de la cordillera de los Andes. A pesar de reportar 6 fajas altitudinales, el Parque Chaqueño se ubica preferentemente en las fajas Basal, Premontana y Montana Baja (fig. 3.11b).

En términos de humedad, el Parque Chaqueño ocupa 7 provincias de humedad (fig. 3.11c). No obstante, la mayor parte de las tierras que ocupa, de este a oeste, corresponden a las provincias Húmeda y Subhúmeda (o bosques chaqueños húmedos, 61% del área total) y a las provincias Semiárida y Arida (o bosques chaqueños secos sensu lato, 39%). En la enorme superficie de la Región forestal Parque Chaqueño se distribuye en 20 zonas de vida (fig. 3.8). Sin embargo, son solo cinco las zonas de vida ocupadas en mayor extensión. Estos incluyen, en la región de los bosques chaqueños húmedos la zona de vida bosque húmedo subtropical, y en la región de los bosques chaqueños secos, las zonas de vida bosque seco subtropical (40%), bosque seco montano bajo subtropical (12%), estepa espinosa montana baja subtropical (9%), y bosque seco premontano tropical (6%) (fig. 3.8).

Bosques Andino Patagónicos

Esta región forestal es la cuarta en extensión (76,000 km^2), equivalente a 6% del área total de las regiones forestales (fig. 3.1a). Estos bosques están localizados en la cordillera patagónica y se hallan bien representados en las regiones latitudinales templadas (donde están en mayor proporción) y boreales (en el archipiélago fueguino) (fig. 3.11a).En términos altitudinales, los Bosques Andino-Patagónicos abarcan todas las fajas de cada Región latitudinal ocupada, con la excepción del piso basal de la región Templada Cálida. Su mayor superficie cubierta se halla desde el nivel basal al alpino (fig. 3.11b) y los rangos altitudinales absolutos de estas fajas descienden de Norte a Sur, descendiendo en esa dirección la altitud máxima que alcanzan estos bosques. Las mayores superficies ocupadas por estos bosques están en los rangos biotérmicos medios anuales de 3,0 a 6,0ºC y 6,0 a 12,0ºC, no obstante pueden alcanzar como se señaló la faja nival con valores de biotemperatura anual inferiores a 3,0ºC. En la Tierra del Fuego es frecuente encontrar en esta faja bosques muy bajos y achaparrados.

En términos altitudinales, esta región abarca todas las fajas de cada región latitudinal ocupada, con la excepción del piso basal de la región templada cálida. Su mayor superficie cubierta se halla desde el nivel basal al alpino

Figura 3.6. Distribución de zonas de vida de Holdridge en la región forestal del Espinal.

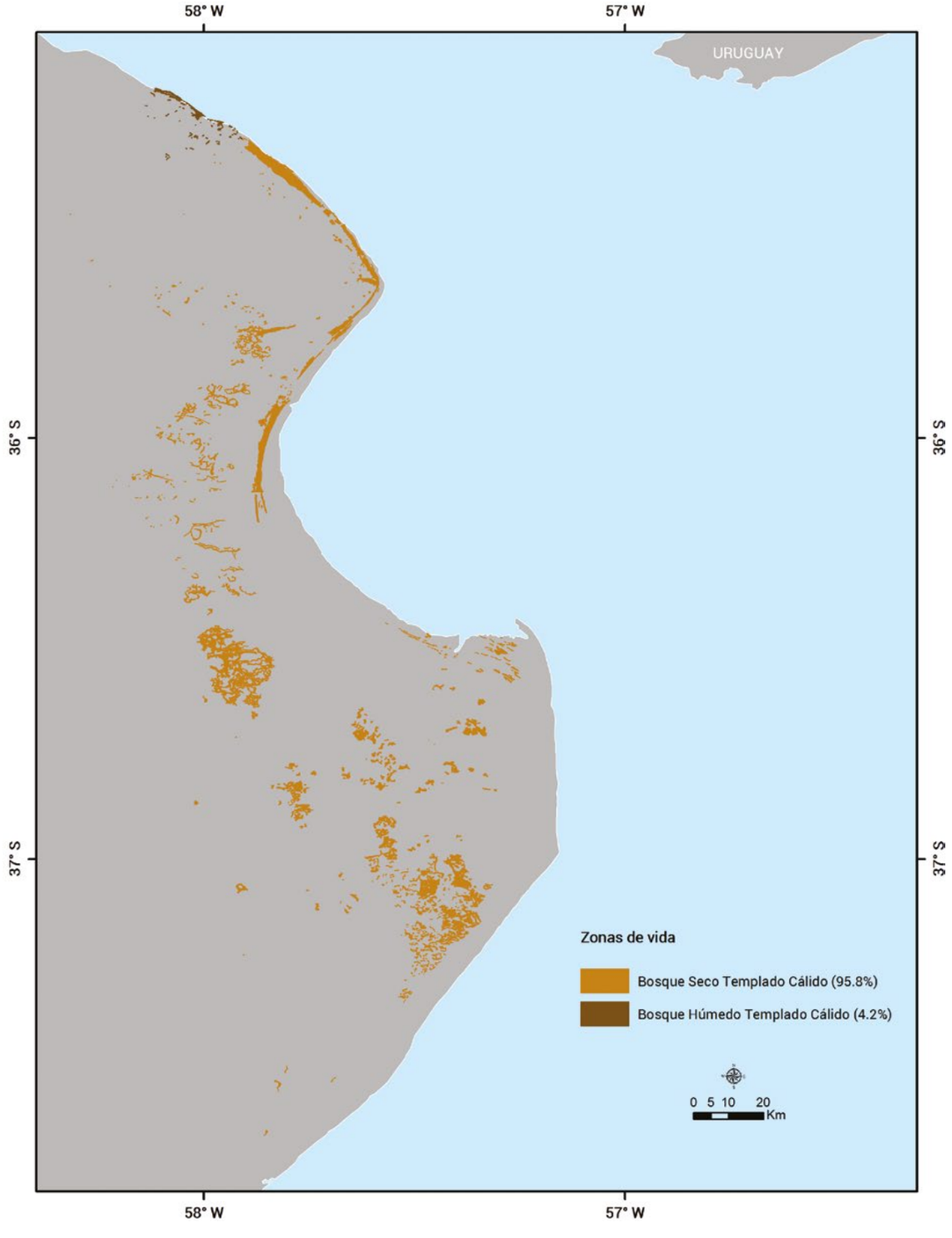


Figura 3.7. Distribución de zonas de vida de Holdridge en la subregión Talares del Espinal.

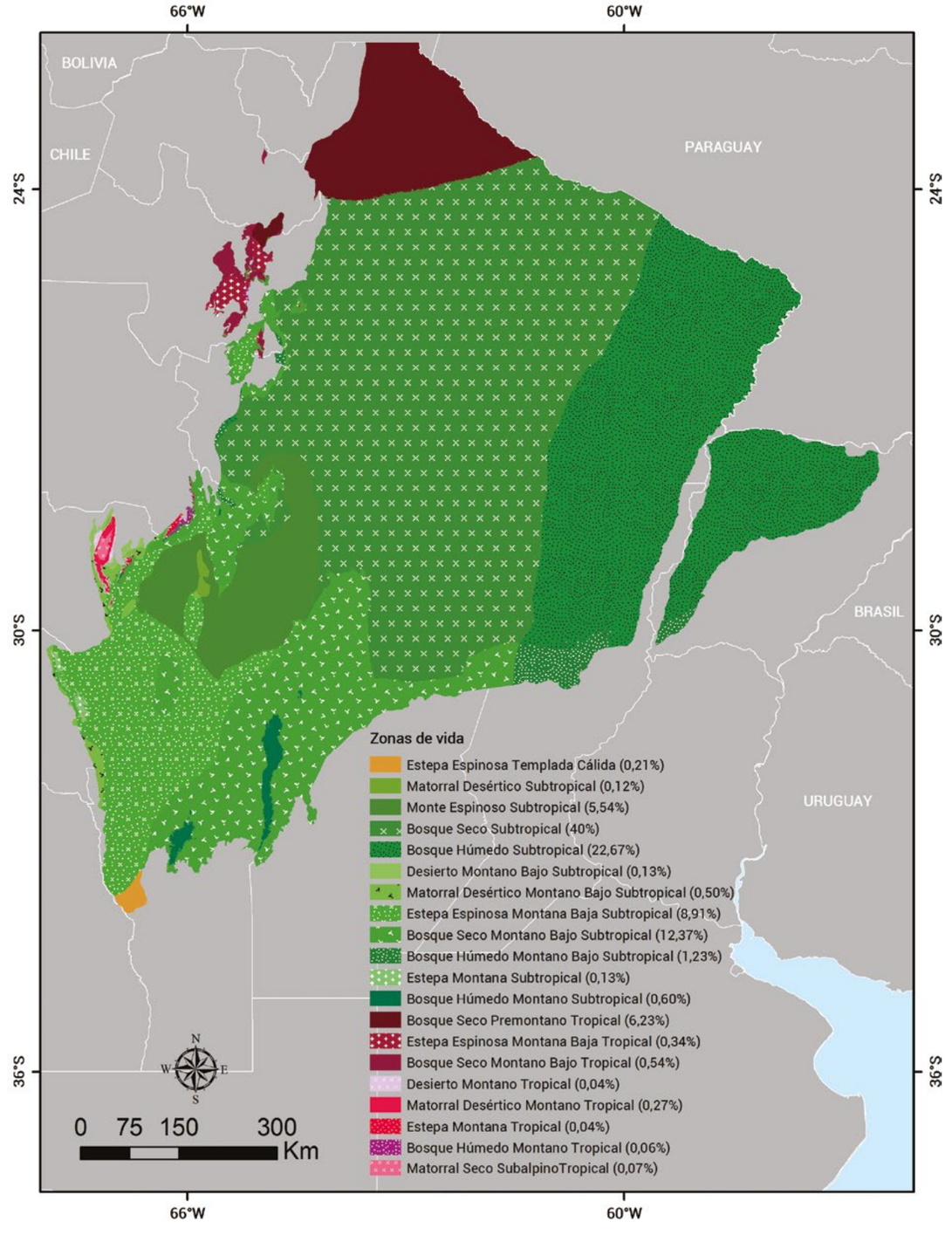


Figura 3.8. Distribución de zonas de vida de Holdridge en la región forestal del Parque Chaqueño.

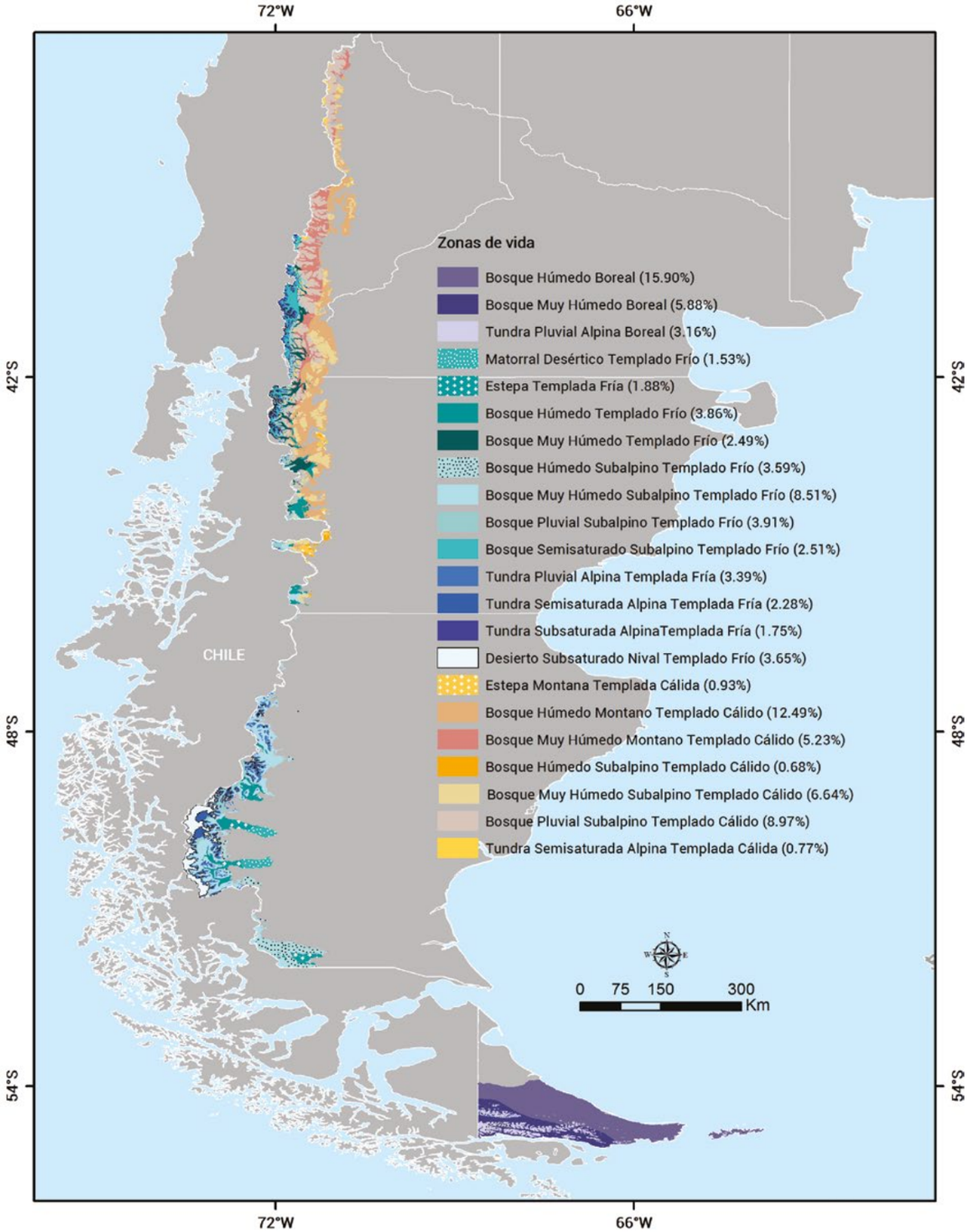


Figura 3.9. Distribución de zonas de vida de Holdridge en la región forestal de los Bosques Andino-Patagónicos.

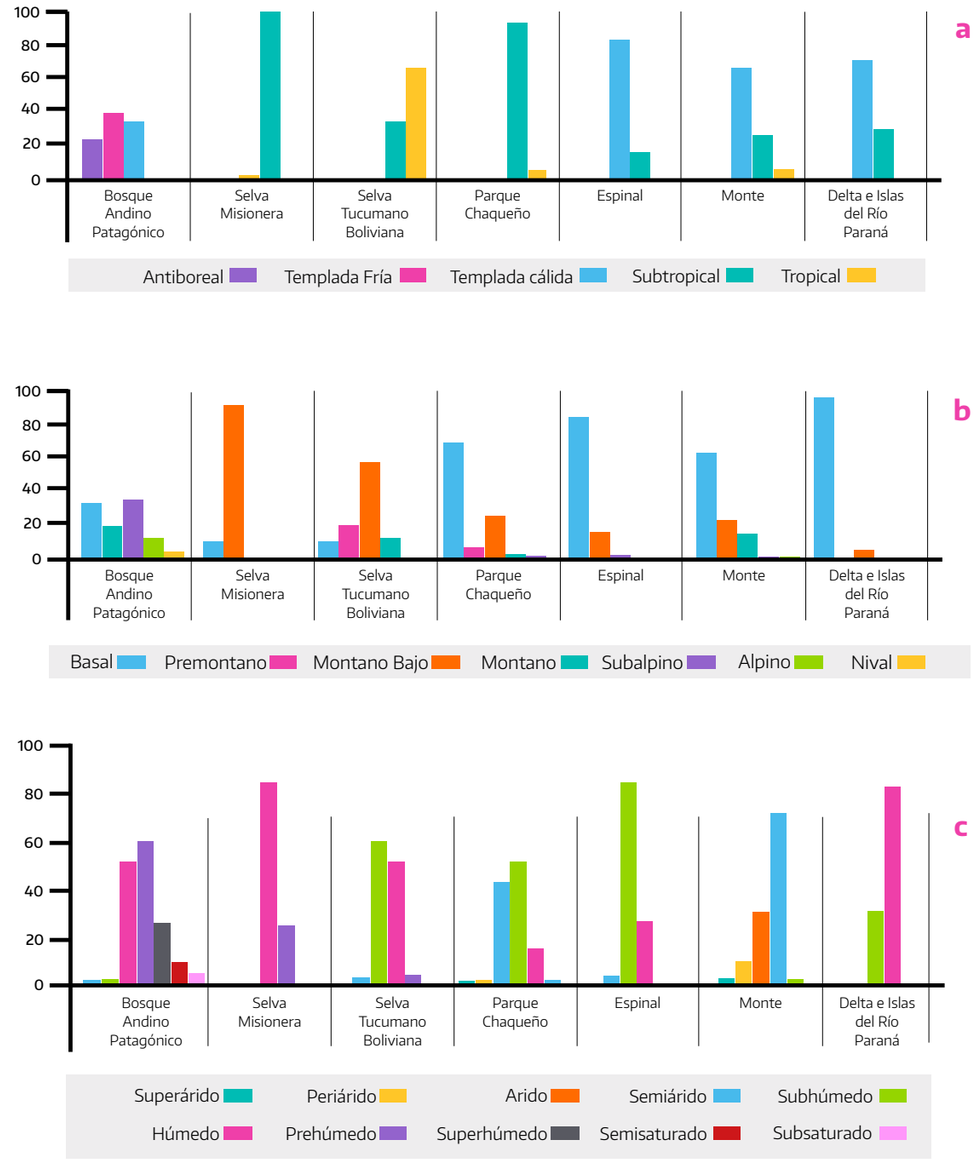


Figura 3.10. Representación de las regiones latitudinales (a), fajas altitudinales (b), y provincias de humedad (c) en las Regiones Forestales de Argentina. Las cantidades en km^2 se incluyen en los apéndices el final del capítulo (Tablas S1-S4)

(fig. 3.11b) y los rangos altitudinales absolutos de estas fajas descienden de norte a sur, descendiendo en esa dirección la altitud máxima que alcanzan estos bosques. Las mayores superficies ocupadas por estos bosques están en los rangos biotérmicos medios anuales de 3,0 a 6,0 °C y 6,0 a 12,0 °C; no obstante pueden alcanzar como se señaló la faja nival con valores de biotemperatura anual inferiores a 3,0 °C. En Tierra del Fuego es frecuente encontrar en esta faja bosques muy bajos y achaparrados.

En lo referente a las provincias de humedad, los bosques andino patagónicos ocupan un rango muy amplio, desde las provincias semiárido-subhúmedo hasta las semisaturada-subsaturada, aunque ocupación en estos extremos es muy limitada (fig. 3.11c). La cobertura más elevada la logra en condiciones intermedias correspondientes a las provincias húmedas a superhúmedas (fig. 3.11c). Dado su gran rango latitudinal y altitudinal de extensión como su presencia en condiciones de humedad del suelo variada, el número de zonas de vida en que se encuentra en esta región forestal es elevado (22), aunque es escaso en varias de ellas (fig. 3.9). En esa extensa área ocupada se evidencia una compensación biotérmica latitudinal-altitudinal, no obstante debe recordarse que otras variables climáticas como la duración del día, no consideradas explícitamente en el modelo de Holdridge, cambian a lo largo del gradiente latitudinal, lo que hace que zonas de vida con similares rangos biotérmicos y provincia de humedad no sean idénticas en términos de bioclima. Las zonas de vida con bosques relativamente más abundantes en las regiones boreales y templado frías corresponden al piso basal y subalpino, en tanto en la región templado cálida se hallan en zonas de vida de los pisos montano y subalpino, indicando que en su tramo de distribución más norteño los bosques andino patagónicos se presentan a partir de una mayor elevación.

3.4 Limitaciones

Como cualquier estudio basado en datos espaciales y modelos climáticos, nuestro trabajo está sujeto a limitaciones. En particular, es posible que fragmentos de zonas de vida que aparecen con una mínima extensión en las regiones forestales (particularmente en los bordes de las regiones forestales) se deban a inconsistencias o imperfecciones en los datos, y no se correspondan con la realidad. Esto puede explicarse por: (i) diferencias en la resolución espacial entre el mapa de zonas de vida de Derguy *et al.* 2019 y el mapa de regiones forestales de UMSEF; (ii) el hecho que los datos climáticos del INTA son interpolaciones de estaciones meteorológicas, y que en ciertas zonas (NOA) las estaciones meteorológicas son escasas; y (iii) errores propios del mapeo de las regiones forestales de UMSEF. Como consecuencia, es posible que el número de zonas de vida reportado en algunas regiones forestales sea exagerado. Al mismo tiempo, debe considerarse que la caracterización bioclimática de las regiones forestales presentada en este trabajo no es 100% transferible a la cubierta forestal. Esto se debe a que las regiones forestales de la UMSEF representan la distribución potencial de los bosques, pero no considera las áreas que han sido deforestadas. Por lo tanto, nuestro estudio debe tomarse como una evaluación general de las fuerzas bioclimáticas que gobiernan los territorios boscosos del país, y no como una evaluación de la situación forestal actual.

3.5 Conclusiones

En este capítulo mostramos que las regiones forestales de Argentina poseen internamente una gran heterogeneidad ecológica. La combinación de las regiones forestales de UMSEF con la clasificación bioclimática de Holdridge reveló que las regiones forestales del país cubren múltiples regiones latitudinales, fajas altitudinales, y provincias de humedad, lo que resulta en entre 4 y 22 zonas de vida dependiendo de la región forestal. El Bosque Andino Patagónico, la Selva Tucumano Boliviana y el Parque Chaqueño fueron las regiones forestales más diversas, y la Selva Misionera la menos diversa en términos de zonas de vida. El presente trabajo provee información clave para avanzar en la comprensión ecológica y mapeo de las regiones forestales, y sugiere la presencia de nuevos ecosistemas que podrían estar pasando inadvertidos cuando se considera a las regiones forestales como unidades homogéneas. El manejo y conservación de los bosques de Argentina requiere de manera urgente incorporar la variabilidad ecológica de las regiones forestales.



Anexo S1

Extensión de las regiones forestales establecidas por la UMSEF, Bosque Andino Patagónico (BAP), Selva Misionera (SM), Selva Tucumano Boliviana (STB), Parque Chaqueño, (PC), Espinal (Es), Monter (M), Delta e Islas del Río Paraná (Del RP).

Región Latitudinal	BAP	SM	STB	PC	Es	Mo	DelRP	Total
Antiboreal	16312							16312
Templada fría	30137							30137
Templada cálida	30164			1328	259825	304292	24477	620086
Subtropical		39963	18752	622863	53157	140933	10606	886274
Tropical			35427	52764		27867		116058
Total	**76613**	**39963**	**54179**	**676955**	**312982**	**473092**	**35083**	**1668867**

Anexo S2

Extensión de las fajas altitudinales en las regiones forestales de Argentina (km²).

Región Altitudinal	BAP	SM	STB	PC	Es	Mo	DelRP	Total
Basal	21598	3502	4748	466806	264452	282573	33731	1077410
Premontana			11047	43811				54858
Montana baja		36461	31512	158944	48530	115959	1352	392740
Montana	15728		6351	6794		70138		99029
Subalpina	27852		521	600		4052		32994
Alpina	8499					370		8880
Nival	2936							2956
Total	**76613**	**39963**	**54179**	**676955**	**312982**	**473092**	**35083**	**1668867**

Anexo S3

Extensión de las provincias de humedad en las regiones forestales de Argentina (km²).

Provincia de humedad	BAP	SM	STB	PC	Es	Mo	DelRP	Total
Superárida				37		1326		1363
Perárida				714		43622		44336
Árida				14570		117499		132069
Semiárida	1049		638	250606	6208	298919		557420
Subhúmeda	1101		28114	321195	240051	11251	8709	610421
Húmeda	24303	31011	23613	89756	66723	475	26374	262255
Perhúmeda	28497	8952	1814	77				39340
Superhúmeda	12954							12954
Semisaturada	5585							5585
Subsaturada	3124							3124
Total	**76613**	**39963**	**54179**	**676955**	**312982**	**473092**	**35083**	**1668867**

Anexo S4

Extensión de las zonas de vida en las regiones forestales de Argentina (km²).

Zona de vida	BAP	SM	STB	PC	Es	Mo	DelRP	Total
Bosque Húmedo Antiboreal	10212							10212
Bosque Muy Húmedo Antiboreal	3796							3796
Tundra Pluvial Alpina Antiboreal	2071							2071
Matorral Desértico Templado Frío	1154							1154
Estepa Templada Fría	1389							1389
Bosque Húmedo Templado Frío	2976							2976
Bosque Muy Húmedo Templado Frío	2100							2100
Bosque Húmedo Subalpino Templado Frío	2543							2543
Bosque Muy Húmedo Subalpino Templado Frío	6239							6239
Bosque Pluvial Subalpino Templado Frío	3151							3151
Bosque Semisaturado Subalpino Templado Frío	2162							2162
Tundra Pluvial Alpina Templada Fría	2498							2498
Tundra Semisaturada Alpina Templada Fría	1760							1760
Tundra Subsaturada Alpina Templada Fría	1516							1516
Desierto Subsaturado Nival Templado Frío	2709							2709
Matorral Desértico Templado Cálido						88484		88484
Estepa Espinosa Templada Cálida	803			1330	25304	194596		222033
Bosque Seco Templado Cálido					179436		1688	181124
Bosque Húmedo Templado Cálido					55052		22787	77839
Matorral Desértico Montano Templado Cálido						18425		18425
Estepa Montana Templada Cálida						3296		3296
Bosque Húmedo Montano Templado Cálido	10379							10379
Bosque Muy Húmedo Montano Templado Cálido	4489							4489
Bosque Húmedo Subalpino Templado Cálido	581							581
Bosque Muy Húmedo Subalpino Templado Cálido	5518							5518
Bosque Pluvial Subalpino Templado Cálido	7659							7659
Tundra Semisaturada Alpina Templada Cálida	908							908
Matorral Desértico Subtropical				777				777
Monte Espinoso Subtropical				36995				36995
Bosque Seco Subtropical			2957	274064				277021

Zona de vida	BAP	SM	STB	PC	Es	Mo	DelRP	Total
Bosque Húmedo Subtropical		3096	1821	154393	4599		9239	173148
Bosque Muy Húmedo Subtropical		406						406
Desierto Superárido Montano Bajo Subtropical						938		938
Desierto Montano Bajo Subtropical				839		45934		46773
Matorral Desértico Montano Bajo Subtropical				3300		44471		47771
Estepa Espinosa Montana Baja Subtropical				58669		15376		74045
Bosque Seco Montano Bajo Subtropical			3851	81488	25901			111240
Bosque Húmedo Montano Bajo Subtropical		15762	9127	8150	22690		1369	57098
Bosque Muy Húmedo Montano Bajo Subtropical		20699	790					21489
Desierto Montano Subtropical						3338		3338
Matorral Desértico Montano Subtropical						24787		24787
Estepa Montana Subtropical				854		5135		5989
Bosque Húmedo Montano Subtropical				3897				3897
Matorral Seco Subalpino Subtropical						746		746
Bosque Húmedo Subalpino Subtropical						210		210
Bosque Seco Premontano Tropical			8066	43773				51839

Zona de vida	BAP	SM	STB	PC	Es	Mo	DelRP	Total
Bosque Húmedo Premontano Tropical			3014					3014
Desierto Montano Bajo Tropical						2779		2779
Matorral Desértico Montano Bajo Tropical						5806		5806
Estepa Espinosa Montana Baja Tropical			454	2350		652		3456
Bosque Seco Montano Bajo Tropical			8429	3766				12195
Bosque Húmedo Montano Bajo Tropical			8586					8586
Bosque Muy Húmedo Montano Bajo Tropical			170					170
Desierto Montano Tropical				260		7857		8117
Matorral desértico Montano Tropical			101	904		6604		7609
Estepa Montana Tropical			979	283		694		1956
Bosque Húmedo Montano Tropical			4412	402				4814
Bosque Muy Húmedo Montano Tropical			921					921
Desierto Subalpino Tropical						1477		1477
Matorral Seco Subalpino Tropical				461		1487		1948
Bosque Húmedo Subalpino Tropical			177					177
Bosque Muy Húmedo Subalpino Tropical			324					324
Total	**76613**	**39963**	**54179**	**676955**	**312982**	**473092**	**35083**	**1668867**

CUADRO 1

Información adicional acerca del mapeo de zonas de vida para Argentina

María R. Derguy[1,2], J.orgeL. Frangi[2], Sebastián Martinuzzi[3].
Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET), Universidad Nacional de Avellaneda (UNDAV), Argentina. [2]Laboratorio de Investigación de Sistemas Ecológicos y Ambientales (LISEA), Universidad Nacional de La Plata (UNLP), Argentina. [3]SILVIS Lab, Department of Forest and Wildlife Ecology, University of Wisconsin, USA.

Los datos climáticos utilizados para estimar las zonas de vida se obtuvieron a partir del Atlas Climático Digital de la República Argentina (Bianchi y Cravero, 2010) y de datos climáticos provenientes del Servicio Meteorológico Nacional (1981-2010). El Atlas del INTA provee información climática a escala nacional con una resolución espacial de 1 km. En este trabajo se emplearon, la precipitación total anual media y los promedios mensuales de temperatura media (figura 3.1).

Zona de vida: conjunto natural de asociaciones que emplea tres variables limitantes para el desarrollo de procesos biológicos expresadas en escala logarítmica: (i) la biotemperatura media anual, (ii) la precipitación total anual media y (iii) el cociente de evapotranspiración potencial.

Línea de heladas: límite entre la región templada cálida y subtropical. El valor de esta línea se considera la máxima biotemperatura a la que aún se registran heladas, para Argentina se definió en 19,8°C.

El diagrama para la determinación de fajas altitudinales de acuerdo a cada región latitudinal se realizó de acuerdo a Derguy *et al.,* 2019.

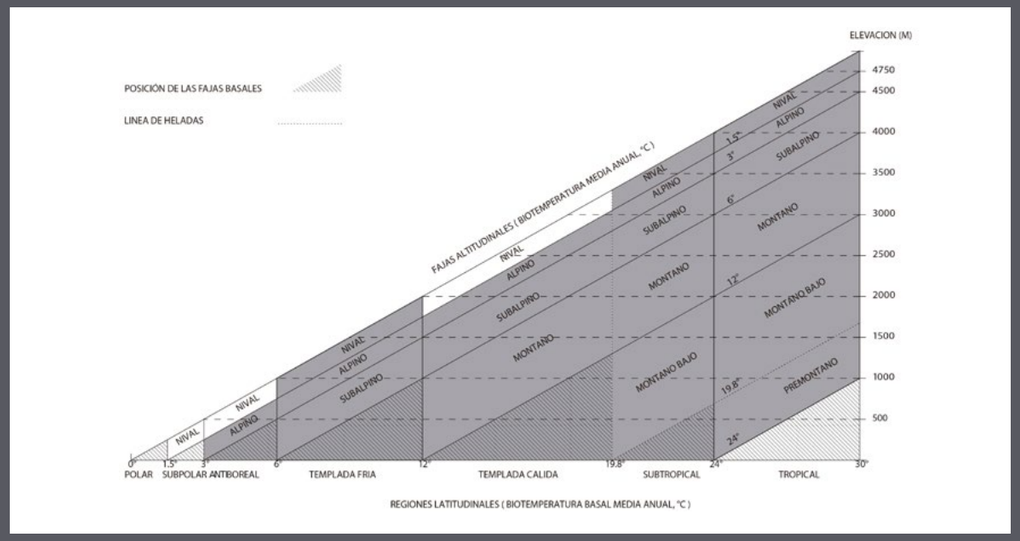


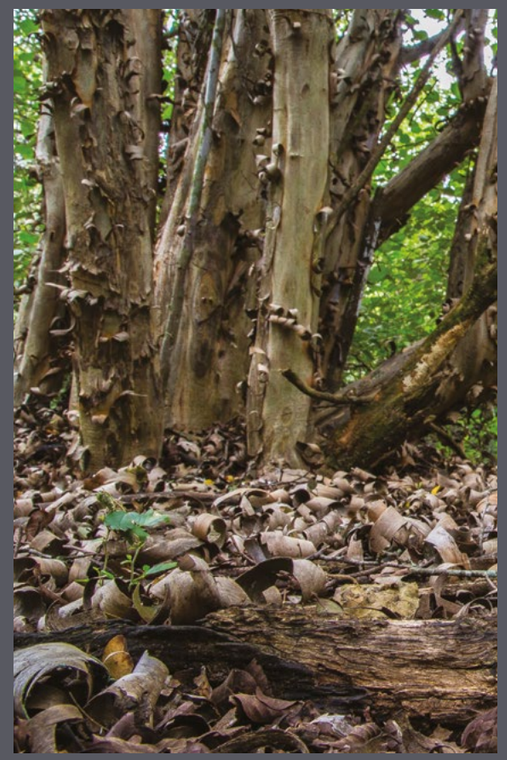
Figura 3.11. Definiciones y metodología adicional sobre la clasificación de zonas de vida de Holdridge para Argentina. (Derguy *et al.*, 2019).

CUADRO 2

Región forestal del Delta e Islas del río Paraná

María R. Derguy[1, 2]; Jorge L. Frangi[2]; Sebastián Martinuzzi[3].
[1]Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET), Universidad Nacional de Avellaneda (UNDAV), Argentina. [2]Laboratorio de Investigación de Sistemas Ecológicos y Ambientales (LISEA), Universidad Nacional de La Plata (UNLP), Argentina. [3]SILVIS Lab, Department of Forest and Wildlife Ecology, University of Wisconsin, USA.

La región forestal del Delta e Islas del río Paraná, se reconoce como tal a partir del año 2009 (com. pers. Dirección Nacional de Bosques) y se encuentra en la cartografía del Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible desde 2014 (http://mapas.ambiente.gob.ar/?idarticulo=12857). Tal vez en un futuro próximo, esta región debiera ampliarse incluyendo la red de bosques y selvas marginales de otros ríos mesopotámicos, todos los cuales cumplen un papel importante en la protección de la naturaleza. Es la más pequeña de las regiones actuales, con aproximadamente 35,000 km^2 de superficie y equivalente al 2% del área total de las regiones forestales. Se ubica en el Este del país, con 2/3 partes en la Región latitudinal Templado Cálida y un tercio en la Subtropical. No obstante, el hecho de estar ligada a la influencia de grandes ríos hace que las masas de agua morigeren el efecto de las bajas temperaturas. En cuanto a las fajas altitudinales, la gran mayoría de las tierras del Delta e Islas del río Paraná se ubican en la faja altitudinal Basal (96%), y el resto en la Montana Baja.



En cuanto a las provincias de humedad, la región del Delta e Islas del río Paraná se ubica en las regiones Húmeda y Subhúmeda. Sin embargo, esta calificación no contempla los aportes freáticos y de inundación en las cercanías de los cursos de agua, por lo que la disponibilidad de agua en estos casos puede ser mayor. Teniendo en cuenta estas circunstancias, en general parece una Región sin zonas de mayor déficit de agua. Las zonas de vida presentes en la región forestal del Delta e Islas del río Paraná son cuatro, dos en la región Templado Cálida y dos en la Región Subtropical, y donde predominan las zonas de vida de bosque húmedo.

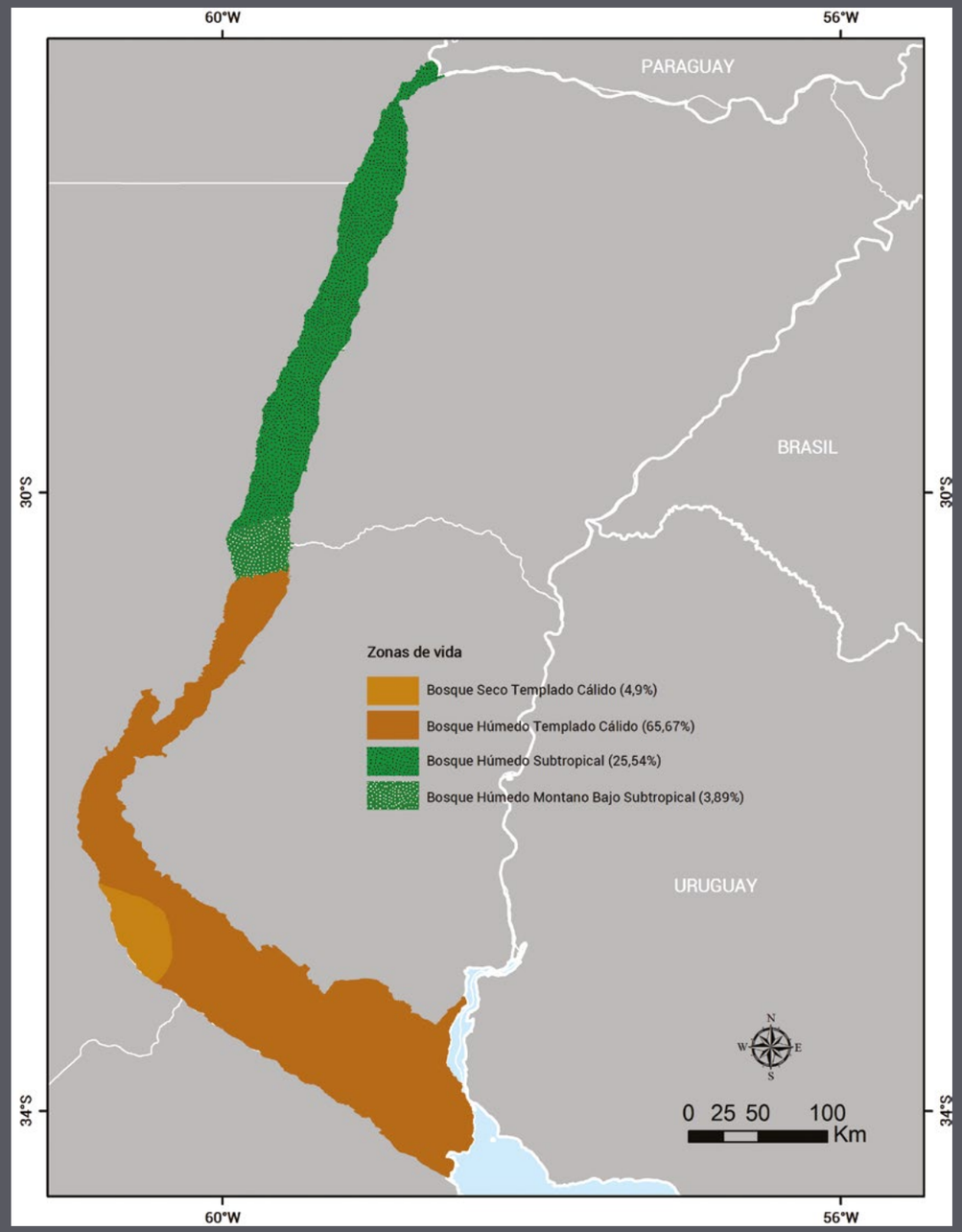


Figura 3.12. Distribución de zonas de vida de Holdridge en la región forestal del Delta e Islas del río Paraná.

Bibliografía

Achinelli, F.G., Martínez Pastur, G., Frangi, J.L. 2014. Manejo de malezas en bosques nativos y plantaciones forestales. Enfoques y problemas vinculados con el manejo de malezas en la producción forestal de Argentina. Capítulo XXIV: 706-729. En Fernández OA, Leguizamón E.S y Acciaressi H.A (eds) Malezas e Invasoras de la Argentina. Tomo I: Ecología y Manejo. Editorial Universidad Nacional del Sur, Bahía Blanca: 945 pp.

Cabrera, A.L. 1971. Fitogeografía de la República Argentina. Bol. Soc. Argentina Botánica 14(12), 1-42.

Cabrera, A.L. 1976. Regiones fitogeográficas argentinas. En: Enciclopedia Argentina de Agricultura y Jardinería. Vol. 1. Buenos Aires, Editorial ACME.

Cabrera, A.L., Willink, A. 1973. Biogeografía de América latina. Washington DC. Secretaría General de la Organización de los Estados Americanos, Programa Regional de Desarrollo Científico y Tecnológico. Serie de Biología, monografía Nº 13, 122 pp.

Derguy, Marìa R.; Frangi, Jorge L.; Drozd, Andrea A.; Arturi, Marcelo F.; Martinuzzi, Sebastián. 2019. Holdridge life zone map: Republic of Argentina. Gen. Tech. Rep. IITF-GTR-51. San Juan, PR: U.S. Department of Agriculture, Forest Service, International Institute of Tropical Forestry. 48 p.

Frangi, J.L., Pérez, O., Martiarena, R., Pinazo, M., Martínez Pastur, G., Brown, A., Peri, P.L., Ceballos, D.S. 2015. Aspectos ecológicos y ambientales de los bosques nativos y plantaciones forestales en la Argentina: Una visión panorámica y conceptual. En Casas, R.R., Albarracín, G.F. (Eds). El deterioro del suelo y del ambiente en la Argentina. Tomo I, Parte 4: Bosques Nativos y Pastizales Naturales. Editorial Fundación para la Educación, la Ciencia y la Cultura-FECIC-.INTA. Buenos Aires, Argentina.

Holdridge, L.R. 1947. Determination of plant world formations from simple climatic data. Science 105, 367-368.

Holdridge, L.R. 1959. Simple method for determining potential evapotranspiration from temperature data. Science 130, 572-572.

Holdridge, LR. 1967. Life zone ecology. Tropical Science Center. San José, Costa Rica.

Holdridge, LR. 1979. Ecología basada en las zonas de vida. IICA, San José, Costa Rica: 216 pp.

Lugo, A.E., Brown, S.L., Dodson, R., Smith, T.S., Shugart, H.H. 1999. The Holdridge life zones of the conterminous United States in relation to ecosystem mapping. Journal of Biogeography 26(5), 1025-1038.

Unidad de Manejo del Sistema de Evaluación Forestal (UMSEF) del Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible de la Nación (MAyDS). 2014. Regiones Forestales de Argentina. MAPAS Ambientales. Buenos Aires, Argentina.

Organismo para el Desarrollo Sostenible (OPDS) de la Provincia de Buenos Aires. 2017. Ordenamiento territorial de los bosques nativos de la Provincia de Buenos Aires. SATA-OPDS. Buenos Aires, Argentina.

S1 a S4. Los acrónimos utilizados corresponden a las regiones forestales establecidas por la UMSEF. Bosque Andino Patagónico (BAP), Selva Misionera (SM), Selva Tucumano Boliviana (STB), Parque Chaqueño (PC), Espinal (Es), Monte (Mo), Delta e Islas del Río Paraná (DeIRP).

Anexo S1. Extensión de las regiones latitudinales en las regiones forestales de Argentina (en km^2).



4
Historia y situación actual del uso del bosque nativo y principales técnicas silvícolas

Autores

Pablo L. Peri[1]; Luis Chauchard[2]; Alejandro Brown[3]; Sergio M. La Rocca[4]; Nilda E. Fernández[5]; Mariano Amoroso[6], Paula Campanello[7]; Norma I. Hilgert[8];Liliana Bergesio[9]; Matilde Malizia[10]; Matilde García Moritán[3];Ezequiel Balducci[11]; Natalia Politi[12]; Francisco Rojas[13]; Leonardo Castillo[13]; Guillermo Martínez Pastur[14]

[1]Universidad Nacional de la Patagonia Austral (UNPA), Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria (INTA), Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET), Argentina. [2]Dirección Regional Patagonia Norte, Administración de Parques Nacionales/Universidad Nacional del Comahue. [3]Fundación Pro Yungas. [4]Asesor Forestal. [5]Centro de Documentación e Información Forestal "Ing. Agr. Lucas A. Tortorelli", Dirección Nacional Foresto Industrial, Secretaría de Agroindustria. [6]Instituto de Investigaciones en Recursos Naturales, Agroecología y Desarrollo Rural (IRNAD), Universidad Nacional de Rio Negro- CCT Patagonia Norte CONICET. [7]Centro de Estudios Ambientales Integrados, Facultad de Ingeniería, Universidad Nacional de la Patagonia CONICET. [8]Instituto de Biología Subtropical, Facultad de Ciencias Forestales, Universidad Nacional de Misiones, CONICET Centro de Investigaciones del Bosque Atlántico. [9]Universidad Nacional de Jujuy. [10]Centro de Estudios sobre Territorio y Hábitat Popular, CONICET-Universidad Nacional de Tucumán. [11]Estación Experimental Agropecuaria Yuto, INTA. [12]Instituto de Ecorregiones Andinas, CONICET–Universidad Nacional de Jujuy. [13]Grupo de Historia ambiental, IANIGLA-CONICET/Instituto de Geografía, Universidad Nacional de Cuyo (UNCuyo). [14]Centro Austral de Investigaciones Científicas (CADIC) CONICET.

Resumen

Existen antecedentes que analizan los factores internos y externos a la Dasonomía que influyeron en el aprovechamiento de los bosques nativos y han marcado el rumbo y el desarrollo del sector forestal en Argentina. En el presente capítulo se presenta la historia del uso del bosque nativo y los lineamientos político-legales que modelaron el uso actual del recurso forestal nativo. La silvicultura es una ciencia que analiza el manejo de los bosques y diseña las técnicas o herramientas (tratamientos silvícolas) que se aplican a las masas forestales para poder obtener de ellas una producción prolongada y sostenible de bienes y servicios ecosistémicos demandados por la sociedad. En este capítulo también se describen las principales técnicas silvícolas, los diferentes tipos de tratamientos intermedios y los métodos de regeneración que se aplican en las regiones forestales del país.

4.1 Historia del uso del bosque nativo

Es importante rescatar las acciones desarrolladas por el hombre sobre los bosques de nuestro territorio nacional, ya que es enriquecedor valorar las experiencias transcurridas desde el periodo colonizador anterior a nuestra independencia hasta la fecha. Entender el pasado, nos ayuda a comprender nuestro presente. Un ejemplo de esto ocurrido en el siglo XVIII, es el encuentro de dos culturas madereras que se expresan en los ensambles de carpintería de las construcciones de las iglesias, donde se funden prácticas utilizadas por los nativos y las introducidas por los jesuitas, y donde se puede observar la extraordinaria terminación de los instrumentos musicales como órganos, arpas, violines, trompas, cornetas y chirimías. Desde 1749 hasta 1767, el sacerdote jesuita Florián Paucke, en su libro *"Hacia allá y para acá: Una estadía entre los indios Moc*ovies", describe magníficamente esas comunidades y su entorno, en donde no faltan valiosas descripciones de las especies forestales (figura 4.1) y relatos de cómo extraer la madera necesaria para las construcciones y algunas muestras de sus usos (carretas, armas, transporte de madera por jangadas).



Figura 4.1. Descripción del jesuita Florián Paucke (1749-1767) de especies nativas de árboles (lapacho, palo borracho).

Los comienzos de la actividad forestal en la región chaqueña

Un impacto importante en el aprovechamiento forestal del bosque nativo fue la instalación de la industria tánica (existieron hasta 30 fábricas de extracto tánico) en 2 millones de hectáreas de tierras con el mejor bosque primario de quebracho colorado *(Schinopsis balansae)* que abastecieron a potencias extranjeras en las dos guerras mundiales. La industria del quebracho se estableció en la Argentina como consecuencia del descubrimiento efectuado en 1850 por un grupo de técnicos curtidores franceses y alemanes, que describieron las bondades que ofrecía el tanante obtenido a partir del árbol de quebracho, especie forestal muy difundida del Parque Chaqueño o Chaco Austral S.A., que comprendía el norte de la provincia de Santa Fe y las actuales provincias de Chaco, Formosa, Santiago del Estero, este de Salta y Jujuy. Para 1890 se inaugura en nuestro país la industria del tanino, con la instalación de la primera fábrica en Pehuajó, cerca del Empedrado (Corrientes) por una sociedad alemana de Hamburgo llamada Herwig y Schmidt. Luego, cercana a las vías fluviales, se instalan las más importantes sociedades anónimas forestales de capital extranjero lideradas por The Forestal Land, Timber and Railways Co. Ltd. con sede en Londres y Las Palmas del Chaco Austral S.A.. Son ellas las que mayormente comercializan tanino y rollizos de quebracho con destino al mercado externo (fundamentalmente Alemania, Gran Bretaña y EE.UU.) desplegando actividades que procuraban ligar a la región, pero esencialmente a los intereses que ellas mismas representan, con los citados países. Existe mucho escrito sobre las fundadas críticas desde lo económico, social y político como un verdadero modelo de enclave colonial (vaciamiento de ciudades, cierre de industrias y represión social). Sin embargo, todos estos complejos industriales fueron establecidos sin previa planificación, sin estudios de abastecimiento de madera que permitiera un manejo sostenible, sino que por el contrario, permitía a los inversores amortizar el capital invertido en el corto plazo. El hombre, para el proyecto de La Forestal era un costo de la producción, el cual incluía desde el hachero, el obrajero, contratistas, administrativos, obreros de fábrica, personal de logística de transporte en la extracción y abastecimiento de las plantas industriales, personal asociado a los bueyes de arrastre, extracción y carga, así como personal asociado a tractores, camiones y ferrocarriles.

Lo ocurrido fue una verdadera revolución industrial en el Parque Chaqueño, que trajo aparejada la construcción de nuevos pueblos modelo, que incluía a los empresarios ingleses, sus empleados jerárquicos, la policía y gendarmería privadas, clubes de tenis y golf, canchas de futbol, hospitales. Esto significó más de 30 pueblos con infraestructura propia, rodeando a las modernas plantas industriales. Según Zarrilli (2000) era mucho más importante la exportación del rollizo que la de extracto de tanino, exportándose en 1905 unas 29.408 toneladas de tanino y 285.587 toneladas de rollizos. Para aquel entonces la empresa poseía 669.000 ha (472.000 ha de su propiedad más 197.000 ha con derecho de explotación) y 170 km de vías férreas (fig. 4.2 y 4.3). La primacía de la exportación de rollizo sobre el tanino recién se altera en 1913, año en que cambia la relación a favor del tanino, lo que determinó que los directores de La Forestal del Chaco decidieran realizar nuevas inversiones de capital. Para el año 1914, la empresa contaba con 2.266.175 ha (1.937.487 ha en Santa Fe y 328.688 ha en Chaco) con una producción de tanino de 110.213 toneladas. Entre 1919 y 1923 existían diez empresas y La Forestal cubría cerca del 55% de la producción y se hacía cargo de toda la comercialización. A fines de 1928, al realizarse la renovación de las fábricas, se amplió la producción hasta sobrepasar las 450.000 toneladas totales por año. En paralelo, se inicia y va desarrollándose el sector productivo de maderas, leña y carbón, la creación de cámaras empresarias y sindicatos, se expresa el sector científico técnico y se forma la primera camada de profesionales de la Ingeniería Agronómica volcados al tema, que le darán posteriormente origen a la Ingeniería Forestal en la Argentina.



Figura 4 2. La Forestal contaba con ferrocarriles propios que transportaba la madera en sus extensos territorios en el Parque Chaqueño (Zarrilli, 2000).

Actualmente la compañía UNITAN SAICA es líder de la industria de tanino por volumen, línea de productos y calidad. Su producción anual de 40.000 toneladas que se exporta en un 90% a más de cincuenta países. En sus dos fábricas ubicadas en las provincias de Chaco y Formosa, un grupo humano de más de quinientas personas sostiene diariamente este liderazgo, y ha alcanzado la certificación ISO 9001 para el aseguramiento de la calidad de todo su sistema de gestión y la plena asistencia a sus clientes.

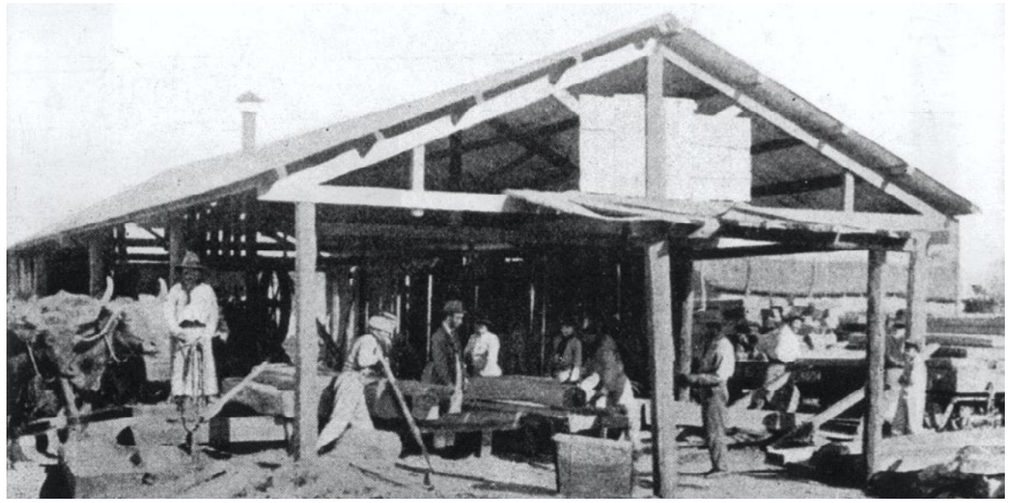


Figura 4.3. Aserradero de La Forestal en Villa Guillermina, Santa Fe, 1887 (Argentina Archivo General de la Nación, Departamento de Documentos Fotográficos).

Historia forestal en la Selva Misionera

El Bosque Atlántico misionero cuenta con algún tipo de manejo silvícola desde hace al menos 1200 años, momento en el que se registra la llegada de los primeros pobladores (Poujade, 1995). Luego, con el establecimiento de las Misiones de Jesuitas entre los siglos XVII y XVIII las intervenciones y modificaciones se intensificaron y concentraron en grandes extensiones. En ese momento se incorporó gran cantidad de especies animales y vegetales provenientes de otros continentes y, asimismo se trajeron tecnologías y conocimientos foráneos que se combinaron con los locales; la población aumentó y se concentró en centros conocidos como reducciones (Stampella *et al*., 2018, Riat *et al.,* 2015). Desde fines del siglo XVII en Misiones se realizaban trabajos de aprovechamiento forestal del bosque nativo enviando los troncos por medio de jangadas por el río Paraná, los cuales se aserraban y comercializaban en los depósitos del ferrocarril en la localidad de Liniers, en la provincia de Buenos Aires (figura 4.4, 4.5 y 4.6). Se transportaron lapachos (*Tabebuia* sp.), timbó (*Enterolobium contortisiliquum*), ybira-pita (*Peltophorum dubium)*, peteribí (*Cordia trichotoma*) y tantas otras especies con destino al mercado nacional y mundial.

Con la expulsión de la orden de Jesús en 1768 la población que habitaba esos centros se dispersó, unos volvieron al bosque y la mayor parte se concentró en los alrededores de los centros poblados de aquellos tiempos (Gálvez 1995). El paisaje productivo paulatinamente volvió recuperar la forma del bosque originario, pero con la incorporación definitiva de algunas especies exóticas y la re-naturalización de aquellas especies nativas que los jesuitas habían incluido en el elenco de cultivadas (como por ejemplo la yerba mate (*Ilex paraguariensis* St. Mart) (Holmberg, 1887; Gambón, 1904; Ambrosetti, 1894).



Figura 4.4. Jangada de rollizos atado con lianas en Río Uruguay, Paso de los Libres, Corrientes, 1910 (Argentina Archivo General de la Nación, Departamento de Documentos Fotográficos).

La historia reciente de ocupación del territorio misionero puede dividirse en tres grandes momentos en los que el bosque tuvo diferentes roles. Desde 1874 a 1920, en el imaginario nacional, la selva constituía una barrera para la ocupación al desarrollo e integración territorial. Desde 1930 a 1960 se convierte en la proveedora barata de materia prima, y desde los años 70 al presente cambia la percepción, y se inician medidas de manejo y protección, pero por otro lado se establecen monocultivos forestales (Arenhardt, 2010; Mastrángelo, 2012). En ese contexto la conservación del Bosque Atlántico semideciduo en Argentina prácticamente no es resultado de su planificación, sino más bien de la tardía ocupación organizada desde finales del siglo XIX (Chebez y Hilgert, 2003). Mientras que en Brasil se intensificaba la conversión de tierras para pasturas y actividades agrícolas, en Argentina los primeros asentamientos de colonos estaban destinados a poblar el territorio y proteger la frontera, basando su actividad principalmente en la explotación de los recursos del bosque (Holz y Placci, 2003, Mastrángelo, 2012).

Las principales actividades extractivas en la selva misionera a fines del siglo XIX consistían en la tala selectiva de árboles y la explotación de yerba mate (*I. paraguariensis)* silvestre. La explotación maderera se basaba principalmente en la extracción de árboles grandes de las llamadas maderas de ley: el lapacho (*Handroanthus heptaphyllus*), incienso (*Myrocarpus frondosus*), peteribí (*Cordia trichotoma*) y cedro (*Cedrela fissilis*). Se estima que entre los años 1921 y 1926 se sacaron de lo que hoy en día constituye el Parque Nacional Iguazú unas 45 jangadas, equivalente a 75.000 piezas lo que representó cerca de 90.000 m³ de madera (Devoto y Rothkugel, 1936). Las áreas más afectadas por los obrajes



Figura 4.5. Antiguos aprovechamiento de Araucaria angustifolia en Misiones (Argentina Archivo General de la Nación, Departamento de Documentos Fotográficos).

se encontraban cercanas a cursos de agua, por donde se sacaban los troncos formando jangadas (Arenhardt, 2010). Una de las especies que sufrió mayor extracción fue *Cedrela fissilis*, hasta el 70% de los troncos transportados pertenecían a esta especie. Asimismo, dentro de lo que es actualmente el área intangible del Parque Nacional no sólo se extraían árboles, sino que también se cosechaba la yerba mate nativa, y se la secaba *in situ* en "barbacuás" (Devoto y Rothkugel, 1936), agregándose de esta manera otra forma de uso de la madera, en este caso en forma de leña. En general la extracción forestal combinada con la explotación y secado de yerba mate generaba muchos caminos y tránsito de obrajeros (Mastrangelo *et al*., 2012) lo que, sumado en muchos casos a la presencia de ganado dentro del bosque, hace pensar en un gran impacto en todo el sistema boscoso.

Con el tiempo el número de especies utilizadas se fue incrementando a la vez que disminuían las de mayor demanda y valor comercial, sin embargo, el manejo estuvo orientado casi exclusivamente a la explotación maderera de corto plazo sin considerar la sustentabilidad de la producción y sin planificar inversiones en servicios para mejorar la infraestructura básica en los obrajes y para los pobladores locales. Desde el año 1928 existe información sobre las restricciones de uso y manejo de la selva Paranaense. Koutché (1928) advierte sobre los escasos volúmenes aprovechables, la falta de regeneración y los problemas con la vegetación nativa invasora como las lianas y bambúes (denominados localmente "tacuaras"), destacando la falta de individuos de clases intermedias para las especies más valiosas y la necesidad de realizar acciones para disminuir la competencia del sotobosque. Entre las especies diezmadas por la extracción desmedida se incluyen a el palo rosa (*Aspidosperma polyneuron)* y al pino Paraná (*Araucaria angustifolia*), las cuales están protegidas actualmente por Ley. Si bien no hay registros de volúmenes de extracción, la especie *Aspidosperma polyneuron*, que se distribuye principalmente en la zona norte de la provincia de Misiones, era una especie abundante (Cabrera, 1976; Biloni, 1990), que se explotó de manera intensa desde 1930 hasta que en diciembre del año 1992 fue declarada Monumento Natural Provincial por Ley XVI N-19 (Ley nº 2380/86 anteriormente), momento a partir del cual quedó prohibida su extracción y comercialización. Del mismo modo, en Brasil esta especie emergente con fuste recto de más de 20 m fue una de las más intensamente explotadas debido a la calidad de su madera. Antes de la explotación, el palo rosa dominaba visiblemente el bosque en donde constituía entre el 30% al 60% del estrato emergente, aumentando su presencia en el norte del vecino estado de Paraná, donde ese porcentaje se encontraba entre el 60% al 80% (Maltez, 1997). Se cree que parte del volumen extraído en Argentina, así como en Paraguay, se comercializaba en Brasil debido a la disminución de la especie en aquel país, lo que explicaría la falta de registros de extracción en aserraderos locales.

En el caso de los bosques de *Araucaria angustifolia*, por otra parte, se informó tempranamente sobre la intensa explotación que comprometía la sostenibilidad del recurso (Cozzo, 1960). A pesar de ello, los bosques fueron explotados de manera excesiva y sin reparar en su manejo. Tal es así que los bosques dominados por esta especie prácticamente han desaparecido, y el resto de los bosques de la región se encuentran, en su mayoría, degradados, lo cual dificulta el manejo de los remanentes.



Figura 4.6. Extracción de madera en la década de 1940 en la localidad de Eldorado, Misiones (Museo Cooperativo de El dorado, Misiones).

Historia forestal en las selvas subtropicales del noroeste (Yungas)

Las Yungas han tenido un antiguo y extenso poblamiento por parte de diversas sociedades humanas. Aunque la escasez de investigaciones arqueológicas en esta región impide conocer momentos previos a las ocupaciones de los pueblos agro-alfareros. En sitios arqueológicos ubicados en regiones vecinas indican que hace unos 10.000 años los pueblos cazadores de la Puna utilizaban recursos de las Yungas. Desde el período prehispánico habitan en la región diversos grupos pertenecientes a las culturas San Francisco, Guaraní, Wichí, Humahuaca, Santa María y Belén, entre otros, que eran cazadores, recolectores y agricultores. Muchas de las costumbres y cosmovisión de estos grupos encuentran continuidad con grupos del presente; como es el caso del culto a la Pachamama que se conmemora en el mes de agosto. Después de la conquista española, en esta región se crearon ciudades que se convirtieron en capitales provinciales como San Miguel de Tucumán y San Salvador de Jujuy, fundadas en 1565 y 1593 respectivamente. En esta etapa la región fue incorporada como proveedora de materias primas y alimentos para los emprendimientos mineros de Potosí (actual Bolivia). Con posterioridad se produjo su reacomodamiento en la economía nacional, al abandonar su papel vinculado al Alto Perú e integrarse al mercado de la República Argentina. La región se destacó en la producción frutihortícola y, hacia mediados del siglo XIX, el desarrollo de los ingenios azucareros. En el presente, en esta región se localizan caseríos dispersos, pequeños poblados y algunas grandes ciudades. Estas grandes ciudades (p. ej., San Salvador de Jujuy, San Pedro en Jujuy y Libertador General San Martín en la Provincia de Jujuy, Orán y Tartagal en la Provincia de Salta; y San Miguel de Tucumán, Concepción y Monteros en la Provincia de Tucumán) concentran alrededor del 39% de la población de la región. En ella habitan miembros de distintos pueblos originarios que, en el marco de un proceso de visibilización, se identifican como pertenecientes a los grupos étnicos: Guaraní, Kolla, Wichí, Chané, Chorote, Diaguita, Ocloya, Tapiete y Toba; y descendientes de inmigrantes: bolivianos, españoles, italianos, otomanos, ingleses, austro-húngaros, rusos y chilenos, entre otros. A esto se debe sumar grandes franjas de población criolla y/o mestiza con costumbres gauchas y fuerte arraigo en las actividades rurales.

Las Yungas tuvieron sus primeras formas de aprovechamiento forestal con el avance de la conquista europea, quedando su evidencia en grandes carpinterías y estructuras en edificios públicos, fundos o templos. En esta primera parte de la historia del sector forestal la intensidad del impacto del aprovechamiento fue muy baja y puntual, principalmente restringida a la Provincia de Tucumán. La aparición del ferrocarril en esta provincia en 1876, impulsó el desarrollo de la producción maderera, los aserraderos crecieron y el bosque se transformó en la principal fuente generadora de riquezas y fuente de trabajo, dando origen a la formación de pueblos. La Provincia de Tucumán llegó a tener la mayor concentración de ebanistas del país a fines del siglo XIX y aún hoy aporta maderas finas al resto de Argentina.

Al igual de lo acontecido en la Selva Misionera, las Yungas fueron objeto de una importante explotación forestal de maderas valiosas, como el cedro (*Cedrela angustifolia*), quina (*Myroxylon peruiferum*), lapacho (*Handroanthus impetiginosus*) y roble (*Amburana cearensis*), producto de la actividad forestal en sí misma, pero también asociada al importante proceso de transformación para actividades agroindustriales que esta



Figura 4.7. Selva de laureles de Tucumán del ilustrador naturalista Adolphe Methfessel (1886).

región fue sometida desde tiempos tempranos del desarrollo de la Argentina. Esta transformación estuvo centrada en la Selva Pedemontana con la instalación de los ingenios azucareros, primero en Tucumán a fines del siglo XVIII, y luego en las provincias de Salta y Jujuy a inicios del siglo XIX. Esta expansión agropecuaria transformó la casi totalidad de los bosques de la Selva Pedemontana de las Yungas que cubrían los suelos profundos y con acceso a agua permanente para riego y la agroindustria (figura 4. 7 y 4.8). Estos bosques son justamente los que soportan mayor variedad de especies de interés forestal, y son los que nutrieron una actividad forestal pujante que sirvió de sustento a las actividades agropecuarias y la construcción de pueblos e infraestructura.

El avance de la línea férrea que llegó a la Provincia de Tucumán hacia 1876, y su extensión a las provincias de Salta y Jujuy, fue clave en el incremento de la actividad forestal destinada tanto al consumo regional como su transporte a Córdoba y Buenos Aires. En un informe del Departamento Nacional de Agricultura de 1876, el inspector de Agricultura de la Provincia de Salta decía *"…los bosques que encierra esta vasta provincia son suficientes para proveer a medio mundo de las mejores maderas de construcción, para obras de todas clases y muebles exquisitos…"* (Minetti, 2006). Esta actividad forestal ha tenido como especies emblemáticas a los cedros (*Cedrela angustifolia y Cedrela balansae*), al punto que estas especies fueron sinónimos de "madera". En las grandes casonas de los ingenios azucareros aún hoy se pueden observar las importantes construcciones derivadas del uso de las maderas locales, particularmente de las citadas especies. El ferrocarril, en su trayectoria inicial, se fue internando en la Selva Pedemontana desde Jujuy hasta el norte de Salta, llegando a las ciudades de San Ramón de la Nueva Oran y Tartagal en los años 1915 y 1924, respectivamente (Costello, 2003). A la vez que se impulsaba la actividad forestal,



Figura 4.8. Pintura que describe el aprovechamiento de las Yungas realizado por la pintora Koch (actualmente se encuentra en la Dirección Nacional de Bosques del Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible de la Nación, rescatada por el Ing. Forestal Jorge Menéndez que lo conservó de la Primera Dirección Forestal después de la disolución del IFONA).

la construcción del ferrocarril contribuyó a la transformación de importantes superficies de sectores de la Selva Pedemontana en tierras agrícolas, principalmente para plantaciones de caña de azúcar, además de hortalizas, cítricos y otros frutales. Este avance también facilitó la explotación forestal de maderas de obra y carpintería (Reboratti, 1998). Por ser el ferrocarril el transporte hegemónico hasta la década de 1970, los centros fabriles se crearon próximos a las vías del ferrocarril, de donde salía la mayor parte de la producción forestal de la región hacia el centro del país. Se comercializaban rollos y tablas, los que se industrializaban posteriormente en las principales grandes ciudades como Buenos Aires, Rosario y Córdoba (Minetti *et al*., 2009).

También en Tucumán fue importante el desarrollo de la fabricación de carretas y todo tipo de vehículos tracción a sangre, tanto para uso local como su exportación a países vecinos. Estas carretas, fabricadas en base al cebil (*Anadenanthera colubrina*), fueron centrales en el transporte de mercaderías y personas hasta la llegada del ferrocarril e incluso después. El carácter de oasis que se le dió a Tucumán por muchos años, asociado a la pujante actividad agroindustrial, hizo que este territorio fuera intensamente visitado desde muy temprano en nuestra historia. "*Allí hay montañas, llanuras, selvas de gigantesco desarrollo y espumosos torrentes que son regalo del noble Aconquija…*" (White, 1881 en Lomáscolo *et al*., 2014). "*Nunca he visto una vegetación más hermosa, más imponente y más exuberante en mis viajes por la República Argentina, que esta vez en la falda de la sierra de Tucumán, al conocer el soberbio bosque de Los Laureles*" decía el naturalista Burmeister en 1859 (Lomáscolo *et al*., 2014). La explotación intensiva de estos recursos naturales también generaba preocupación de estos naturalistas. A propósito, el botánico alemán Georg Hieronymus manifestaba en 1874 en relación al uso intensivo del cebil, *"las hojas que se caen en invierno y se secan en el suelo, son en años de escasez de otro pasto, un buen alimento para los animales, especialmente los vacunos. La corteza ofrece un material muy bueno para las curtiembres, pues contiene hasta un 10% de tanino. La madera es de un valor secundario, debido a que se raja mucho y se usa para rayos y pértigos de carretas, marcos de puertas, horcones o pilares para galpones con techo de paja, arados y otros fines, principalmente para combustible. ¡Qué riquezas no hay todavía en los cebilares de Tucumán! Pero desde hace muchos años se ha tratado de muy mala manera a este árbol útil… …se puede andar a veces leguas enteras en selvas compuestas de cadáveres de árboles de cebil. Ofrecen estos un aspecto triste, que atestigua la imprudencia y la avaricia del hombre, que con la bella naturaleza de estas selvas aniquila la propia propiedad y la de sus descendientes"*.

La actividad forestal en las Yungas fue importante entre los años 1930 y 1980, cuando literalmente se consumió una importante parte del capital maderero acumulado en las formaciones de mayor acceso. Muchos de los bosques disminuyeron su potencial productivo por un excesivo aprovechamiento o uso de técnicas inadecuadas. La producción forestal en base a bosques nativos de especies preciosas de las Yungas ha disminuido de forma sostenida a partir de los años 80 y profundizándose en los años 90, cuando gran parte de estos bosques fueron reemplazados por la agricultura. Sin embargo, la temprana convicción de la agroindustria en la región de las Yungas, de la dependencia de los servicios ambientales del bosque, principalmente el agua, generó un movimiento importante para la conservación de las principales cuencas forestales de la región. Esta temprana visión impulsó la creación de importantes espacios de conservación de la naturaleza en los albores de la constitución de nuestro país (Reservas de La Florida, Santa Ana, Los Sosa y San Javier en la provincia de Tucumán, así como el Parque Nacional El Rey en la provincia de Salta y Parque Nacional Calilegua en la provincia de Jujuy).

Historia forestal en la región del Monte

En las centurias (o milenios) anteriores a la conquista y colonización europea en la región, los bosques habrían satisfecho un amplio abanico de necesidades. Entre sus usos reconocidos y contrastables en diversos registros, se destacan como fuente de alimento, de sombra, medicinal y artesanal. Lo que hoy llamaríamos "una comunidad arbórea de importante densidad", era considerada en su conjunción, no sólo de árboles, sino de la flora y fauna que en su totalidad integraban ese ambiente. Asimismo, eran connotados, por muchos de estos pueblos originarios, de un gran valor cultural, mitológico, religioso y establecían además relaciones vinculadas con el parentesco. Estas relaciones pueden traducirse en términos de una mayor sustentabilidad, dependiendo la región del Monte y el período histórico que se tenga en cuenta. La subsistencia de estas comunidades estaba basada, fundamentalmente en la caza y la recolección, complementadas con el pastoreo y ganadería de camélidos y la agricultura de roza y quema y diferentes escalas. En la mayoría de estos casos, el impacto ambiental puede considerarse bajo.

Argerich (2003) destaca el importante valor del algarrobo (*Prosopis* spp.), el chañar (*Geoffroea*

decorticans) y el cardón (entre otras especies), en las culturas indígenas de los Valles Calchaquíes y otros territorios del actual oeste catamarqueño y riojano. Remarca el mismo autor que las tareas agrícolas se realizaban utilizando obras de irrigación principalmente en los conos de deyección donde abundaban los algarrobales y que en ocasiones se construían terrazas de cultivos. En la región correspondiente al territorio de Mendoza y de San Juan (también denominada centro oeste argentino), el patrón de asentamiento de las comunidades fue de carácter ribereño y consistía en poblados establecidas a lo largo de, o en zonas aledañas a, ríos, lagunas y ciénagas (Prieto y Chiavazza, 2006).

El asentamiento de los españoles en el área (durante el transcurso de la década de 1550) significó, no solamente el inicio de un proceso de desestructuración terminal de los pueblos originarios, si no, una reconfiguración de las relaciones con el ambiente. La extracción forestal se llevó a cabo, en principio, en las zonas de aprovisionamiento inmediato a los núcleos fundacionales, principalmente el piedemonte. En esta etapa es donde se inicia una primera extensión de la frontera agropastoril, caracterizada por numerosos pulsos de impacto gradual. Se aprovecharon para ello, los fondos de valles y los bolsones con disponibilidad hídrica.

Desde el siglo XVII, la actividad principal en las áreas irrigadas se orientó al cultivo del trigo, la vid y forrajeras para el engorde de ganado (combinado con olivo, frutales de otro tipo, maíz, variedades de papas, pimientos y otros vegetales diversos). La superficie de los oasis no se había extendido demasiado aún y por fuera de ésta, se buscaban forestales especialmente para leña, madera y postes. Implicaba un comercio local de forestales.

En el Norte del Monte, las prolongadas guerras calchaquíes y la posterior escasez de mano de obra llevaron a una débil actividad o al abandono de las haciendas y mercedes españolas en la región. Esto generó una débil ocupación agropecuaria y poblacional en la región, hasta fines de siglo XVIII, que se tradujo en tasas de uso, relativamente bajas. Algo similar sucedió en otras regiones, aunque por otras razones. La débil ocupación hispano-criolla en el Sur de Mendoza, generó efectos parecidos sobre los bosques. Hacia mediados del siglo XIX, comienza un proceso de mayores impactos y disturbios sobre los bosques de la región del Monte. Ello estuvo motivado por el auge de actividades como la minería metalífera en Capillitas y Famatina (Rojas, 2013), el ferrocarril y el auge del modelo vitivinícola en Mendoza y San Juan (Abraham y Prieto, 1999).

Desde principios del siglo XX, algunas actividades extractivas continuaron en un nivel similar y otras, aumentaron. Los factores refieren a la expansión del ferrocarril en el Norte del Monte, a la producción minera al menos, hasta la década de 1920, el sostenido aumento demográfico en la ciudad de Mendoza y la expansión de la vitivinicultura en Cuyo (sumando miles de hectáreas irrigadas hacia el sur mendocino). El algarrobo se usó, además, como leña, carbón y para producir gas para el alumbrado urbano de Mendoza. Los viñedos comenzaron a expandirse en los valles irrigados de esta región, y se talaron los algarrobales para hacer postes para implantar las vides. Paralelamente, la creciente demanda del mercado urbano de productos forestales aumentó la presión. Este proceso derivó en una marcada disminución de la cobertura forestal (algarrobales, retamales y otras comunidades), y el consiguiente desarrollo de una ganadería extensiva, disminuyendo la posibilidad de regeneración y proyectando un creciente proceso de desertificación en la región (Abraham, 2001).



Figura 4.9. Cablecarril que funcionó con leña para el transporte de minerales de las minas de Famatina (Chilecito, La Rioja) hasta principios de siglo XX (Agalón Productora 2010).



Figura 4.10. Hornos de carbón, Córdoba, 1922 (Argentina Archivo General de la Nación, Departamento de Documentos Fotográficos).

Historia forestal en los bosques Patagónicos

Otro proceso más tardío, se dio en la región noroeste de la Patagonia, compuesta por bosques templados que se empezaron a aprovechar a principios del siglo XX, proceso que se fue enriqueciendo e intensificando con la inmigración europea y de países árabes. Y que se favoreció con la creación de los Parques Nacionales Nahuel Huapi (1934) y Lanín (1937). Esta migración trajo a la región experiencia, y promediando el siglo, producto de la guerra mundial, incrementó la inmigración de forestales desde Europa que comenzaron a influenciar sobre la técnica forestal.

Para el 1930, las provincias estaban bajo la Administración Federal, y en particular la creación del Parque Nacional Lanín (412 mil hectáreas) tuvo la finalidad de ordenar la actividad forestal en importantes cuencas hidrográficas de bosques templados mixtos, actividad que hoy continua. En las décadas siguientes la administración de los bosques se guía con los primeros planes de ordenación que comienzan a cobrar entidad. Las principales cuencas boscosas de lo que es hoy la provincia de Neuquén, estaban bajo aprovechamiento forestal con una industria del aserrado intensa, de las cuales dependían

una importante proporción de las sociedades locales. Entre las décadas de 1950 y 1970, los bosques del Parque Nacional Lanín abastecían a nueve aserraderos, muchos de los cuales estaban dentro del propio Parque Nacional con poblaciones que superaban las 100 personas, y que por ello estaban acompañadas de escuelas rurales (Santos, 2015). Posteriormente se comienza a instalar la industria del debobinado, iniciándose en la zona de Aluminé con araucaria (*Araucaria araucana*) y luego en la de San Martín de los Andes con lenga (*Nothofagus pumilio*), coihue (*N. dombeyi*) y roble pellín (*N. obliqua*) (figura 4.11). El rollizo se cocinaba previo a la extracción de las planchas por el debobinado, estas planchas se secaban en galpones y las seleccionadas eran enviadas a otras ciudades para la elaboración de los paneles terciados por encolado y prensado (Buchuc, 1999, 2014).

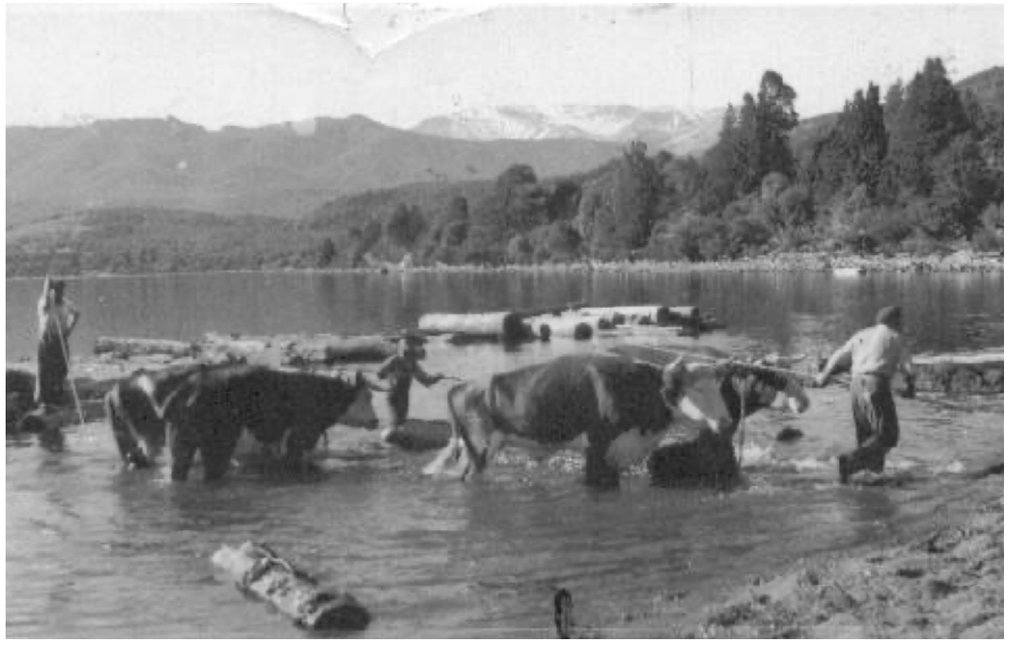


Figura 4.11. Parque Nacional Lanín (década de 1970) donde se muestra el desarmado de la jangada

En Patagonia Sur, la explotación forestal en la provincia de Santa Cruz se inicia en 1918 en la Península Avellaneda, abarcando una superficie de alrededor de 20 mil hectáreas de bosques de *Nothofagus*. El corte de las maderas de hacía por contrato, se pagaba por pie cúbico puesto sobre la playa del lago (fig. 4.12). El arrastre de la madera se llevaba a cabo con bueyes y los trabajadores poseían canoas a remo, realizadas con troncos socavados de 7 a 12 pies de largo, que utilizaban para trasladarse de un punto a otro. La producción diaria alcanzaba en promedio a 30 vigas y se destinaba a los establecimientos de la Sociedad Anónima Los Lagos. En la estancia Stag River (Santa Cruz) los primeros aprovechamientos del bosque de lenga comenzaron a principios del siglo XX para infraestructura de establecimiento. El aserradero originalmente inició sus trabajos en 1902 proveyendo materiales para la construcción del galpón de esquila en Ea. Santa Ana, y a fines de 1940 y principio de 1950 la madera se vendía en la región. En ese entonces había 100 yuntas de bueyes, 100 hacheros y 50 carretas que iban y venían (porque cambiaban yunta de bueyes cada dos días).

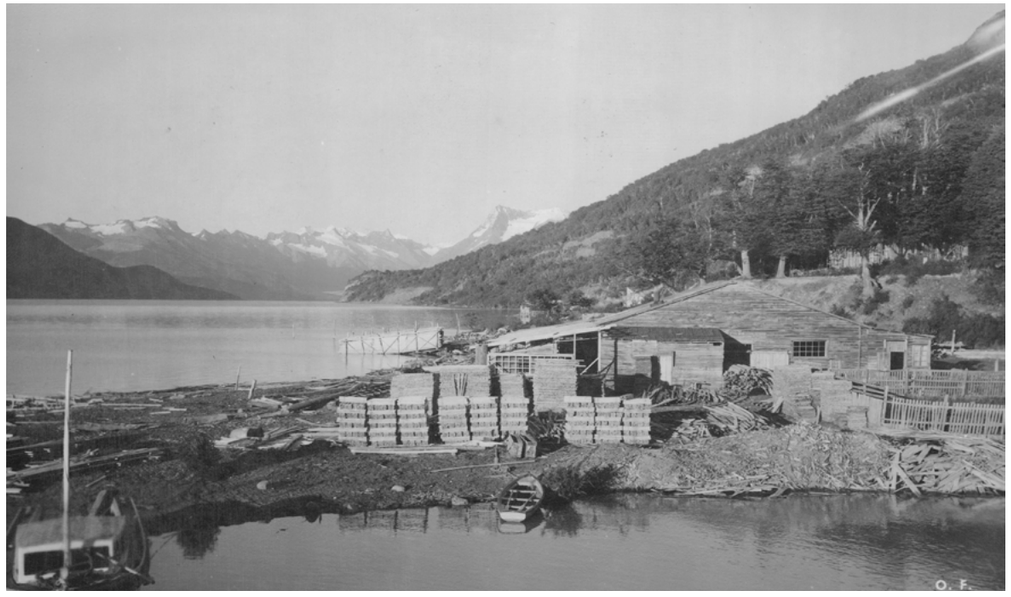


Figura 4.12. Vista Aserradero Los Ventisqueros, península Avellaneda, Lago Argentino, en el año 1944 (Argentina Archivo General de la Nación, Departamento de Documentos Fotográficos).



Figura 4.13. Fotos de bosque de lenga obtenida en 1937 por autoridades Nacionales (Archivo Histórico de Estudios Forestales Fiscales, Ministerio de Agricultura de la Nación)

Uso y abuso de los recursos forestales nativos

Respecto al uso maderero, en los últimos 7 años los bosques nativos de Argentina abastecieron en promedio de aproximadamente 3,75 millones de toneladas por año de materia prima principalmente de la región chaqueña (93%), donde en promedio el 65,5% de esta producción fue leña (para su uso como carbón o consumo directo), el 31,2% para rollizos, 1,8% para postes y 0,8% durmientes (tabla 4.1) (Serie Estadísticas Forestales 2009-2015, Dirección de Bosques, MAyDS). En la industria forestal, analizando el comportamiento de la materia prima para el período, se observa una disminución del 51% en el compensado y un 4% en la madera aserrada, mientras que se incrementó la materia prima utilizada para el faqueado en un 77% y el tanino el 17%. Para la característica producción, el faqueado registró un 53% de aumento en el período y el compensado un 6%; la madera aserrada disminuyó un 4% y el tanino un 2% (tabla 4.2).

Tabla 4.1. **Producción primaria forestal de los bosques nativos (en toneladas por año) de Argentina discriminado por regiones (Serie Estadísticas Forestales 2009-2015, Dirección Nacional de Bosques, MAyDS).**

Región Forestal	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015
Bosque Andino Patagónico	104.476	116.047	91.580	92.099	97.411	95.708	98.742
Espinal	15.679	13.299	54.775	43.766	39.796	30.443	29.688
Monte	55.822	60.188	15.917	6.796	6.613	16.053	13.836
Parque Chaqueño	3.348.152	3.501.848	3.732.860	3.376.698	3.696.376	3.323.912	3.582.728
Selva Misionera	90.904	59.358	51.258	40.026	26.416	57.066	37.274
Selva Tucumano Boliviana	43.016	64.586	36.899	31.411	23.948	21.471	36.312
Total	3.658.049	3.815.326	3.983.289	3.590.796	3.890.560	3.544.653	3.798.580

Sin embargo, gran parte de los bosques nativos tienen un uso ganadero con un escaso manejo silvopastoril en los establecimientos, p. ej., aproximadamente el 70% de los bosques de ñire (*Nothofagus antarctica*) en Patagonia tienen un uso ganadero de los bosques y en la región Parque Chaqueño se estima que alrededor de 6,3 millones de hectáreas tienen algún tipo de uso ganadero en el monte (Peri, 2012; Peri et al. 2016a,b). Modalidades con poco manejo y planificación como la ganadería a monte, que consiste simplemente en hacer pastar o ramonear los animales en el bosque nativo, y que repetidas durante décadas alteran la estructura del bosque por su efecto directo sobre la regeneración, la calidad del suelo y el funcionamiento del ecosistema. Esto se condice analizando la ejecución de la Ley nº 26.331, que en el período 2010-2017, alrededor de un 70% de los planes de manejo presentados correspondieron a la implementación de sistemas silvopastoriles. Analizando la ejecución de la Ley nº 26.331, en el período 2010-2017, se observó a nivel país la presentación de 947 planes bajo modalidad silvopastoril. La superficie de bosque nativo afectada a PM bajo uso silvopastoril es de 2.063.147 ha, lo cual representa el 70% de la superficie total de los planes de manejo financiados por la Ley.

Tabla 4.2. **Extracción de productos forestales de los bosques nativos (en toneladas por año) de Argentina discriminado por regiones (Serie Estadísticas Forestales 2009-2015, Dirección Nacional de Bosques, MAyDS).**

Año	Rollizos	Leña	Postes	Carbón	Durmientes	Otros productos
2009	636.720	1.069.640	36.415	378.817	22.511	21.260
2010	696.898	1.173.374	38.454	375.467	20.938	29.349
2011	705.038	1.185.979	51.934	405.583	17.260	13.551
2012	763.925	964.809	49.696	361.319	17.728	7.206
2013	669.520	979.307	37.854	439.181	12.410	9.541
2014	639.053	922.353	27.142	386.316	15.552	25.446
2015	677.767	988.329	27.687	418.363	19.046	14.105

4.2 Lineamientos político-legales-institucionales a través de la historia

Existen antecedentes en Argentina en que factores externos a la Dasonomía que influyeron en el aprovechamiento de los bosques nativos. Fernández (2015) presentó una recopilación de las principales actividades y eventos que han marcado el rumbo y el desarrollo del sector forestal en Argentina desde el siglo XVI al año 2010. Desde la época colonial existen registros de legislación o lineamientos hacia el bosque nativo. El Procurador Mateo Sánchez por Acta del Cabildo del 2 de julio de 1590 solicitó penas para aquellos que talaran renovales de algarrobo ubicados en las proximidades del Riachuelo ya que procuraban abrigo al ganado vacuno.

Durante la administración del Gobernador de Buenos Aires, Martín Rodríguez, se dictó una ordenanza proteccionista en 1823, donde se establecía *"que las personas que salieran a hacer leña y carbón en el distrito de la ciudad deben obtener previamente licencia con cargo del Cabildo, con apercibimiento de perder toda la madera, leña y carbón, como así también las carretas y bueyes, barcas y balsas y demás instrumentos la primera vez. En caso de reincidencia, la pérdida de la vecindad que tuviere, vale decir, la casa o rancho en que habitase y el destierro por tres años de la ciudad y jurisdicción"*. En 1879, el Presidente Nicolás Avellaneda expidió el Decreto n° 1054, sancionado en octubre de 1880, en el que *"prohibía todo corte, la fabricación de carbón, extracción de materias textiles y tintóreas sin permiso previo de la autoridad, no pudiendo hacerse el corte sino en los meses de mayo a septiembre"*. Este instrumento legal de 23 artículos constituyó la primera Ley Forestal. Sin embargo, la riqueza forestal y el aprovechamiento de las maderas más buscadas, se constituyó a mediados de la década de 1890, en el atractivo económico más importante para la penetración en la zona del Gran Chaco Argentino. Pero esta incorporación del territorio boscoso a la producción capitalista no fue realizada con control estatal nacional o provincial, por el contrario, solamente hubo algunas normativas legales aisladas. Esta situación permitió una explotación extractiva de carácter coyuntural, sin intentar la reproducción de las materias primas, con los consabidos perjuicios socioeconómicos para la región. Esta situación la tuvo también el Presidente Miguel Ángel Juárez Celman (1886-1890), quien se encontró con las eternas deficiencias del relevamiento de la masa boscosa nacional y donde no se distinguía entre las áreas colonizadas y las de reservas. Desde la legislación propuesta por el presidente Nicolás Avellaneda en 1879-80, base de la ley de tierras de 1903 y del decreto del mismo año reglamentario de la explotación de bosques y yerbales, no se adoptaron resoluciones significativas. En este sentido la legislación forestal en el orden nacional resultó escasa y poco precisa y su aplicación generalmente ineficaz. Tales características se acentúan en el caso de la legislación provincial, dirigida fundamentalmente a obtener recursos fiscales, descuidando la preservación de los bosques y sus riquezas.

La Ley de Tierras n° 4167 dictada en 1903, y reglamentada en 1906, afirma el concepto de Reserva Forestal, la cual se afianzó con la Ley n° 5559 llamada de Fomento de los Territorios Nacionales, así como su decreto aclaratorio de 1909. En este contexto legal, se prohibía dar concesiones sin un plan dasocrático previo y obligaba a licitar las áreas y el uso de guía. También se había propuesto la creación de un Instituto Forestal, anexo a la Facultad de Agronomía de Buenos Aires, pero no logró concretarse. En 1906, el Presidente José Figueroa Alcorta (1906-1910) expidió un decreto reglamentario de la explotación de bosques y yerbales que, entre otros considerandos, expresaba *"Que es indispensable para la conservación y el cuidado de los montes, dictar medidas que impidan su destrucción y aseguren la protección oficial del Estado no solo a los bosques fiscales de la nación sino también a los pertenecientes a las provincias y aún a los de propiedad particular"*.

El Ministerio de Agricultura elaboró en 1915 los primeros datos sobre la extensión de los bosques y montes, que a través de la Sección de Bosques y Yerbales, determinó una cifra total aproximada de 1.068.884 km^2 (93.600 km^2 de bosques fiscales). El primer trabajo importante que brinda información sobre nuestras reservas forestales de acuerdo con normas silvícolas, fue realizado en 1916 por el austríaco Max Rotkhugel, Los bosques patagónicos. El libro, de notable valor histórico, fue editado por la Oficina de Bosques y Yerbales de la Dirección General de Agricultura y Defensa Agrícola del Ministerio de Agricultura. Lo más importante del texto es la presentación de registros dasométricos y los mapas en colores de los principales núcleos boscosos, líneas de pluviometría, altimetría, e incluso ofrece una lámina mostrando los rasgos altitudinales al que llegan los bosques patagónicos, con sus especies intermedias, desde Neuquén hasta Tierra del Fuego. Un adelanto técnico para la época es que presenta una cantidad importante de fotografías, mostrando la diversidad de condiciones de esos bosques, aserraderos existentes, y montañas. Incluye diagramas de hipsometría de ejemplares tipo, y cita referencias de la fitogeografía de las Islas Malvinas.

Al reestructurarse en el año 1924, la Dirección General de Tierras y Colonias, se consideraron por primera vez en el país la realización de estudios técnicos forestales en el amplio campo de la silvicultura, incluyéndose aspectos relacionados con la capacidad económica-industrial del bosque, repoblación de los mismos y adaptación de especies forestales. También en el transcurso de 1924 se produjo el primer trabajo técnico del mapa forestal que correspondía a la Colonia Uriburú en la provincia de Chaco, el relevamiento arroja una superficie aproximada de 35.000 hectáreas (Tortorelli, 1948).

La creación en 1932 de la sección técnica de bosques dentro de la Dirección de Tierras dependiente ésta del Ministerio de Agricultura de la Nación, puede ser considerada como el punto de partida de las actividades administrativas y técnicas específicas del sector forestal estatal en Argentina. Aquí trabajaron destacados forestales extranjeros que efectuaron estudios (aprovechamiento de las masas boscosas y usos de las maderas) sobre los bosques de nuestro país, ajustándolos a la ortodoxia de la ciencia forestal europea. Los conocimientos y experiencias fueron transmitidos a los ingenieros grónomos del país que se incorporaron a la sección técnica a partir de 1934. Durante el accionar de ese reducido servicio hasta 1943, se efectuaron importantes trabajos, entre los que se destacan la iniciación de relevamientos de bosques nacionales, estudios de las características xilo-tecnológicas de las maderas argentinas y su potencial utilización, así como la introducción de especies forestales de valor comercial, algunas de las cuales alcanzaron gran difusión, como es el caso de salicáceas y especies de coníferas.

En 1943 se crea la Dirección Forestal, que, con sus atribuciones y funciones, representa el primer reconocimiento de la importancia del recurso forestal dentro de la economía nacional. Durante los cinco años de su funcionamiento, se concreta su accionar en dos aspectos fundamentales: (i) inventario de los bosques bajo su jurisdicción, con la consecuente posibilidad de autorizar aprovechamientos bajo normas silviculturales que permitieron regular la marcha de las cortas, evitando así las talas indiscriminadas; y (ii) se incrementó la ejecución de investigaciones y experiencias en materia de tecnología e industrias forestales, protección y lucha contra incendios de bosques, implementación de viveros específicamente forestales, así como la instalación y funcionamiento de estaciones experimentales para investigaciones silvícolas. En materia de explotación forestal fiscal hubo una gran evolución respecto a las normas técnicas para el corte y el aprovechamiento, el valor aforo que el Estado percibía por sus riquezas y el servicio forestal de contralor.

Las limitaciones con que se desenvolvió la Dirección Forestal, determinaron la sanción de la Ley n° 13.273 de Defensa de la Riqueza Forestal, que en 1948 llenó el vacío originado

en la falta de una legislación que permitiese encarar políticas forestales con carácter integral. Por esta Ley se crea la Administración Nacional de Bosques (ANB) como organismo específico de aplicación de la misma. En ese momento, la Argentina estaba organizada en 14 provincias y 10 Gobernaciones dependientes del Gobierno Central que representaban el 40% del territorio nacional. Los bosques ubicados en las gobernaciones quedaron incluidos dentro del marco de la Ley y bajo la jurisdicción de la ANB (fig. 4.14). Por su parte, las provincias se reservaban el derecho de adhesión. Aquellas que lo hicieran gozarían de ciertos beneficios indicados por la misma Ley, para lo cual tenían la obligación de crear un organismo forestal provincial, que representó el origen de las direcciones de bosques provinciales (Wabo, 2011).

Como consecuencia de ello, la ANB, además de continuar con las acciones comenzadas por los organismos anteriores, inició por primera vez en el país los siguientes estudios: (i) Instauración del principio dasonómico de Ordenación de Bosques, con el propósito de asegurar, tanto en los bosques fiscales como en los privados, su aprovechamiento bajo el criterio de renta sostenida en tiempo y especies, conservando, acrecentando y mejorando el capital bosque que la produce. (ii) Implantación del crédito forestal para obras de forestación y reforestación, para la realización de estudios forestales, aprovechamiento de masas boscosas, así como actividades primarias transformadores. (iii) Creación de una red forestal de viveros forestales. (iv) Realización de plantaciones forestales experimentales. (v) Creación de un servicio de semillas forestales para satisfacer las necesidades del sector forestal. (vi) Planificación anual de la producción forestal, relacionada con el abastecimiento de los mercados consumidores y con los aprovechamientos de los bosques fiscales bajo jurisdicción nacional. (vii) Zonificación de los créditos para forestación y reforestación en zonas ecológicas y económicamente apropiadas para la formación de masas boscosas de magnitud comercial. (viii) Estudios sistemáticos de carácter dendrológico para completar el conocimiento de la flora leñosa argentina. (ix) Investigaciones sobre ecología y mejoramiento de especies forestales e introducción de nuevas especies de interés para la silvicultura argentina. (x) Estudios sobre estructura y propiedades de las maderas nacionales, patología y entomología forestales, secado e impregnación de maderas aserradas, durmientes y postes, productos derivados del bosque, con inclusión de extractos curtientes, gomas, ceras, aceites esenciales, celulosa, etc. (xi) Creación de un servicio de estadística forestal. (xii) Creación de una biblioteca especializada con publicación de folletos técnicos y una revista sobre investigaciones forestales.

Durante éste período la ANB llegó a contar con un cuadro de 1200 agentes entre técnicos, administrativos y personal de apoyo, logrando imprimir un gran impulso a las actividades forestales y organizando en el país diversas reuniones de carácter nacional e internacional, como la IV Reunión de la Comisión Forestal Latinoamericana y la Conferencia Latinoamericana del Álamo, que tuvieron lugar en la ciudad de Buenos Aires en 1954 y 1956, respectivamente.

En este período tuvo también incidencia los alcances del Primer y Segundo Plan Quinquenal elaborados durante la Presidencia de Juan Domingo Perón. El primero abarcó el período 1947-1952 y consistió en una planificación económica-social destinada a estudiar medidas concretas en varios ámbitos, entre ellos el sector forestal, siendo su máximo objetivo la intensificación del desarrollo económico sobre la base de un programa que reactivó y estimuló la explotación de todo el patrimonio nacional.

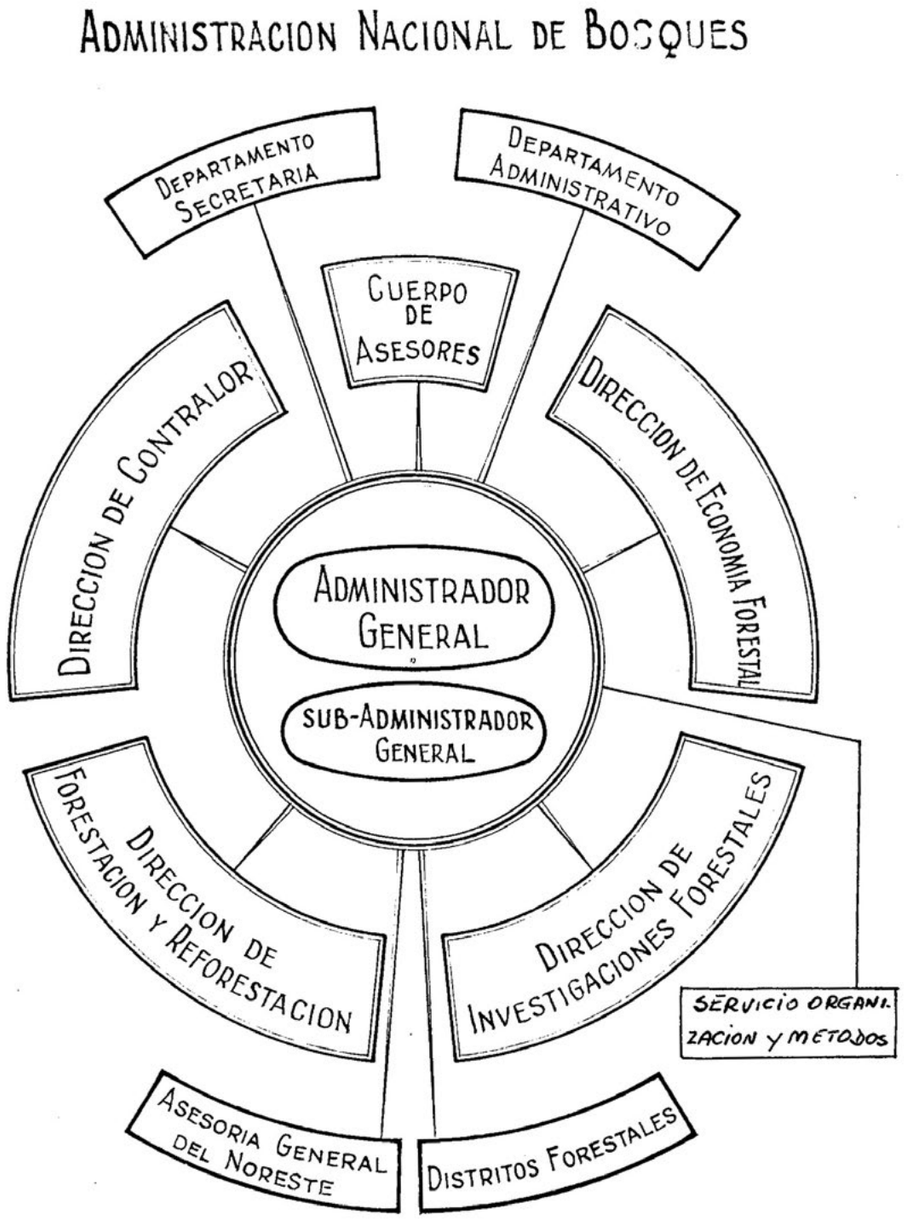


Figura 4.14. Esquema original del Organigrama de la Administración Nacional de Bosques (ANB).

El segundo (1953-1957), en su Capítulo XI Acción Forestal, mencionaba como objetivo fundamental de la Nación *"lograr el autoabastecimiento de la madera que necesitara, asegurando al mismo tiempo, la estabilidad y evolución de una sólida economía forestal"*. El Ministerio de Agricultura y Ganadería, por iniciativa de la Administración Nacional de Bosques, organizó en mayo de 1954, la Primera Reunión Nacional de Coordinación de la Política Forestal.



Figura 4.15. Estudio forestal de la Colonia Agrícola José Mármol en 1945 (Archivo Histórico de Estudios Forestales Fiscales, Ministerio de Agricultura de la Nación).

La Administración Nacional de Bosques se transforma en 1968 en el Servicio Forestal Nacional y en 1969, como consecuencia de una nueva estructura orgánica de la Secretaría de Estado de Agricultura y Ganadería (antiguo Ministerio de Agricultura de la Nación) el servicio pasa a denominarse Servicio Nacional Forestal, con la misión de *"entender en la ejecución y fomento de los recursos forestales naturales, y así como también en la ejecución de los programas de investigación"*. Cabe señalar como hecho de relevancia que durante el accionar del Servicio Nacional Forestal, la celebración en la ciudad de Buenos Aires en el año 1972, del VII Congreso Forestal Mundial, en el que participaran 89 países con asistencia de 1200 delegados de todo el mundo.

Durante fines de 1960 e inicios de 1970, en la República Argentina egresan los primeros Ingenieros Forestales que surgían de la primera Facultad de Ciencias Forestales en la Universidad Nacional de Santiago del Estero (creada en 1958) y de la Escuela Superior de Bosques (ESB) de la Universidad Nacional de la Plata (creada en 1960). Desde ese entonces surgía la prioridad de encontrar *"un aprovechamiento racional a perpetuidad de los bosques, darle valor agregado en origen, instalar industrias, generar puestos de trabajo, crear condiciones para evitar la migración, crear nuevas ciudades productivas y de esa forma terminar con la marginalidad y explotación de las comunidades rurales que ancestralmente habitan estos territorios"*. Un antecedente importante fue el proyecto de los Distritos Forestales en Santiago del Estero, de muy interesante desarrollo teórico y que, si bien tuvo apoyo inicial del Gobierno Provincial, posteriormente no logró consolidarse como nuevo sistema y



Figura 4.16. Ensayo con leña en el Territorio Nacional del Chaco en zona seca de la Reserva Forestal de Rio Muerto en 1945 (Archivo Histórico de Estudios Forestales Fiscales, Ministerio de Agricultura de la Nación).

fue desmantelado dejando solo experiencias parciales e individuales.

En 1972 se dictó la Ley n° 19.989 mediante la cual se creó el Fondo Especial del Extracto de Quebracho con recaudaciones impuestas a las exportaciones de maderas tánicas, cueros no curtidos y extractos de quebracho. En este contexto, se fundó la Comisión Nacional del Extracto de Quebracho (con sede en Resistencia, Chaco) para realizar los estudios sobre el aprovechamiento del recurso forestal, evaluar y mejorar las actividades de extracciones tánicas y llevar las estadísticas del sector.

En 1973, al modificarse el Artículo 74 de la Ley nº 13.273 mediante la Ley n° 20.531, el Servicio Nacional Forestal, pasa a ser Instituto Forestal Nacional (IFONA). El mismo fue creado en jurisdicción del Ministerio de Economía, como un organismo autárquico del Estado, con funcionamiento ajustado a las directivas del Poder Ejecutivo, teniendo a su cargo el cumplimiento integral de las normas de la Ley nº 13.273 y sus modificatorias, Ley n° 20.531 y Ley n° 19.995, así como las normas correspondientes a la Ley n° 21.695 de Crédito Fiscal para fomento a la forestación. El objetivo fundamental del IFONA era lograr el mayor abastecimiento interno de maderas, pastas celulósicas, papeles y demás productos forestales, mediante el aprovechamiento equilibrado de los bosques nativos, incremento en obras de forestación con especies de rápido crecimiento y radicación de actividades transformadores, todo ello con resguardo del medio ecológico y bienestar general del país. Entre otras funciones emergentes de la aplicación de las leyes mencionadas y sus decretos reglamentarios, se destacaban: (i) realizar investigaciones y experimentaciones relativas a la introducción y cultivo de especies forestales en las distintas zonas del país; (ii) la identificación y ampliación de utilizaciones tecnológicas e industriales de las materias primas originadas en especies forestales autóctonas e introducidas; (iii) la evaluación del país y sus posibilidades de producción sostenida o permanente; (iv) intervenir en la promoción de las actividades forestales, tendiendo al aprovechamiento racional de los recursos naturales y asesorar sobre los tratamientos arancelarios a los productos forestales, realizando los correspondientes estudios de mercado; (v) realizar los programas de ordenación de los bosques naturales; (vi) intervenir en la formulación y fiscalización de los planes para créditos promocionales destinados a la forestación y reforestación, así como en lo referente a franquicias impositivas especiales para el sector; (vii) fiscalizar el aprovechamiento equilibrado de los bosques naturales; (viii) elaborar y

supervisar los programas de prevención y lucha contra incendios y plagas forestales; (ix) efectuar la recopilación, preparación y procesamiento de datos e informaciones requeridas para la confección de estadísticas y costos, vinculados a las actividades forestales; (x) realizar estudios sobre manejo y conservación de cuencas; (xi) efectuar estudios en áreas deprimidas económicamente y con recursos forestales como principal recurso de vida; (xii) mejorar la sanidad ambiental, a través de la creación de masas forestales en áreas urbanas y periurbanas; y (xiii) efectuar estudios de mercado y de recursos para definir asentamientos industriales.

Para esto el IFONA contaba con instalaciones especiales desde la creación de las estaciones forestales que surgió con el objetivo de cumplir uno de los aspectos de la Ley n° 13.273 que en su Artículo 76 apartado (h) dice: *"Instalar y mantener viveros forestales y estaciones experimentales y demostrativas y escuelas de ayudantes forestales donde sea conveniente"*. Para 1962 existían diez establecimientos en el interior del país, de los cuales cinco funcionaban como estaciones forestales, cuatro como plantaciones experimentales y uno como Centro de Experimentación Forestal en Castelar. Con el correr de los años, el IFONA contaba con diecinueve estaciones y una Delegación en Concordia (Convenio IFONA-INTA-Provincia de Entre Ríos). Como ejemplo, el Laboratorio de análisis de semillas, suelos, tecnología de la madera y ensayos físico-mecánicos de trabajabilidad eran trabajos que se realizaban en el Centro Tecnológico de la Madera (CITEMA) financiado por IFONA y ubicado dentro de la Estación Forestal Castelar. También contaba con equipos de recolección y conservación de semillas, xiloteca de especies indígenas y exóticas (3000 muestras) muestras, macroxiloteca y herbario dendrológico (6000 ejemplares).

La institución llevó éste nombre hasta su disolución por Decreto n° 2.284 del 31 de octubre de 1991. Sus funciones con el correspondiente personal y estructuras fueron traspasadas a tres instituciones. Una de ellas fue la Secretaria de Agricultura, Ganadería y Pesca (SAGyP), que crea la Dirección de Producción Forestal y Conservación de Suelos, que se ocupó de todo lo relacionado a los bosques implantados. Tuvo a su cargo todo lo referente al manejo de las masas forestales cultivadas, a través de plantaciones con especies de rápido crecimiento para la obtención de madera. Asimismo, esta Dirección se hizo cargo de la biblioteca del ex IFONA. En la actualidad el sector forestal se encuentra en plena expansión contando dentro de la actual Secretaría de Agricultura, Ganadería, Pesca y Alimentos con la Dirección de Forestación y el Proyecto Forestal de Desarrollo (SAGPYA - BIRF 3948A-AR). La Ley n° 25.080 promulgada el 15 de enero de 1999, sobre las inversiones para bosques cultivados y su Decreto reglamentario n°133/99 otorgan un marco legal de seguridad jurídica y estabilidad tendiente a la promoción de la implantación de nuevos bosques. Esta nueva ley también contempla la aplicación de medidas para mantener la biodiversidad y la sustentabilidad de los recursos naturales. La SAGPyA mediante el Proyecto Forestal de Desarrollo ha implementado Núcleos de Extensión Forestal (NEF) en siete regiones del país (Misiones y Corrientes Norte, Entre Ríos y Corrientes Sur, Delta del Paraná, Región Pampeana, Región Andina, así como Córdoba y San Luis), priorizadas por su alta concentración de bosques, así como suelos y climas aptos para la forestación comercial. En cada una de estas regiones hay extensionistas que elaboran y actualizan planes de acción en coordinación con el Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria (INTA) y los llevan a cabo con apoyo del Proyecto.

Por otro lado, estaba la Secretaría de Recursos Naturales y Ambiente Humano (SRNyAH), organismo que fue creado por primera vez en 1974 y que dependía del Ministerio de Economía de la Nación. Cabe destacar que esta Secretaría tenía cuatro Subsecretarías (Recursos Naturales Renovables, Minería, Hídricos, y Ambiente Humano) y por primera vez el sector forestal no dependía del agrícola. Este avanzado esquema institucional fue destruido en 1976 por el gobierno de facto. Algunos años después, retornado el régimen democrático, por Decreto nº 2419/91 se recrea la SRNyAH que es en adelante el órgano de aplicación de toda legislación o norma vinculada a la conservación, restauración y ordenación de las masas forestales nativas. Hoy la otra institución que toma parte de las funciones del IFONA es la actual Dirección de Bosques Nativos dependiente del Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible de la Nación (MAyDS). En esta área institucional se implementa el Proyecto Bosques Nativos y Áreas Protegidas BIRF 4085-AR, con financiamiento del Banco Internacional de Reconstrucción y Fomento, más conocido como Banco Mundial. También son los encargados de llevar adelante la Ley nº 24.857 de Estabilidad Fiscal por treinta y tres años para las empresas que se dedican a la actividad forestal en forma exclusiva.

También el INTA, organismo descentralizado de la SAGPyA, se hizo cargo de las actividades de experimentación y extensión forestal que se realizaban anteriormente en las distintas estaciones forestales del ex-IFONA, creando el Programa de Ámbito Nacional Forestal, actualmente en funcionamiento.

En 1993, Argentina ratificó el Convenio Marco de Cambio Climático a través de la Ley Nacional n° 24.295, por considerar que el cambio climático es una de las amenazas globales más serias para el medio ambiente y, según se sabe tiene un impacto negativo sobre la salud de los seres humanos, su seguridad alimentaria, la actividad económica, el agua y otros recursos naturales y de infraestructura física. En esta línea temática, donde los bosques nativos juegan un papel preponderante, Argentina ratifica el Protocolo de Kyoto (que es un acuerdo internacional que tiene por objetivo reducir las emisiones de gases que causan el calentamiento global) en 2001 a través de la Ley n° 25.438, que entró en vigencia en 2005. Cabe destacar que el país solo participó del Artículo n° 12 del mencionado protocolo, llamado Mecanismo de Desarrollo Limpio (MDL), para lo cual se estableció una Oficina para desarrollar las actividades en el ámbito de la Secretaría de Ambiente y Desarrollo Sostenible.

A partir de la aprobación de la Ley n° 24.375 en 1994, el país también adhirió al Convenio sobre la Diversidad Biológica (CDB) y designó a la Secretaría de Recursos Naturales y Desarrollo Sostenible, como autoridad de aplicación. Dicho Convenio fue adoptado y abierto a la firma en la ciudad de Río de Janeiro el 5 de junio de 1992. La Comisión Nacional Asesora para la Conservación y Utilización Sostenible de la Diversidad Biológica (CONADIBIO) es un ámbito de discusión en el que participan los distintos actores de la sociedad involucrados directa o indirectamente con la conservación, uso y/o acceso a la biodiversidad que incluye los ambientes de bosques nativos. La CONADIBIO se crea en 1997, en el marco de la Ley Nacional nº 24.375 que aprueba el CDB, y desde fines de 2011 se reúne en forma periódica en la sede del MAyDS. Entre los objetivos de la CONADIBIO están: (i) promover la conservación y uso sostenible de la biodiversidad y de los bienes y servicios que provee, así como la distribución justa y equitativa de los beneficios derivados de la utilización de los recursos genéticos, y de los conocimientos tradicionales asociados a esos recursos; (ii) incrementar las capacidades del Estado para poder desarrollar y ejecutar

políticas públicas en materia de biodiversidad; (iii) asumir la elaboración de una Estrategia Nacional sobre la Biodiversidad desde una perspectiva que contempla la inclusión social, los valores de equidad y solidaridad, y que representa la integración entre los derechos humanos y el ambiente; y (iv) contribuir al fortalecimiento de las instancias de cooperación en materia de biodiversidad en el ámbito regional. En el marco de la CONADIBIO se establecieron convocatorias a conformar equipos de trabajo y grupos de expertos para la plataforma intergubernamental científico-normativa sobre diversidad biológica y servicios de los ecosistemas (IPBES).

La República Argentina se sumó al Proceso de Montreal al suscribir la Declaración de Santiago, en agosto de 1995. El Proceso de Montreal define Criterios e Indicadores para la Conservación y la Ordenación Sostenible de los Bosques Templados y Boreales. Los 12 países participantes concordaron en adoptar un conjunto de 7 criterios y 67 indicadores de índole nacional que no son jurídicamente vinculantes. Los países integrantes del Proceso de Montreal son Argentina, Australia, Canadá, Chile, China, Japón, Corea, México, Nueva Zelanda, Rusia, Estados Unidos de América y Uruguay. Estos países miembros contienen el 83% de los bosques templados y boreales del mundo, el 49% de los bosques del mundo, el 33% de la población mundial, y son la fuente del 40% de la producción mundial de madera. Argentina ha acudido a la mayoría de las reuniones del grupo de trabajo y fue sede de la reunión que se realizó en noviembre del 2001 en San Carlos de Bariloche. Poco tiempo después se comenzó a desarrollar la oficina Argentina del Proceso de Montreal integrada por la SAyDS, la SAGPyA y el INTA, en su carácter de Comité Técnico Asesor. En 2002, Argentina presentó su primer reporte Nacional en el marco del Proceso de Montreal, en 2015 se presentó el segundo informe y el tercero en 2018.

En 1996 se inició en el país el proceso de desarrollo del concepto Bosques Modelo, con la realización del Primer Taller para la Red de Bosques Modelo en Córdoba, donde se firmó una Carta de Intención y se acordó un Plan Estratégico para la implementación entre la entonces Secretaría de Recursos Naturales y Desarrollo Sostenible (posteriormente el MAyDS) y la Secretaría de la Red Internacional de Bosques Modelo. A partir de esto, la Dirección de Bosques, comenzó a promover el Programa Nacional de Bosques Modelo, con la misión de fomentar el manejo sostenible de los ecosistemas forestales mediante la construcción de alianzas estratégicas entre los actores clave y el trabajo en red a fin de contribuir al progreso de las comunidades involucradas atendiendo a la equidad social, las necesidades locales y las preocupaciones locales. Emprendimientos de bosques modelos se realizaron en Misiones, Tucumán, Jujuy, Formosa y Neuquén.

En 1997 se dictó la Ley n° 24.857 que declaró la estabilidad fiscal de impuestos y tasas a los emprendimientos de uso, restauración, protección, enriquecimiento, aprovechamiento y manejo ordenado de bosques nativos y plantaciones por el término de 33 años. Sin embargo, apenas entrada en vigencia, comenzó a ser desmontada cuando se inició el estudio de la que sería luego la Ley n° 25.080 llamada de Inversiones para Bosques Cultivados.

El Gobierno ha demostrado su preocupación por el deterioro del medioambiente a través de la implementación de la Ley nº 26.331 de Presupuestos Mínimos de Protección Ambiental de los Bosques Nativos sancionada en noviembre de 2007, y cuya Autoridad Nacional de Aplicación es el actual Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible de la Nación. Esta herramienta de política forestal es considerada un hito en la gestión de los recursos forestales al fijar los presupuestos mínimos de protección a las autoridades de las jurisdicciones provinciales que, de acuerdo a la Constitución Nacional, tienen el dominio originario de los recursos naturales existentes en sus territorios. Esta ley contempla acciones tales como la mitigación en el proceso de pérdida de cobertura forestal por desmontes estableciendo una regulación de la deforestación mediante un ordenamiento territorial de los bosques, fomenta la conservación y el manejo sostenible a través de un subsidio directo, de carácter económico a los propietarios, reconoce el pago de servicios ambientales y crea un Programa de Conservación de los Bosques Nativos en el marco del manejo forestal sostenible (ver capítulo 2).

En 2008, se lanza el Programa Nacional Conjunto de Reducción de Emisiones de la Deforestación y la Degradación de los Bosques (ONU REDD) que tiene por objetivo asistir al Gobierno en el establecimiento de un Programa REDD+ como mecanismo para incentivar la protección, la administración y una mejor gestión de los recursos forestales, sostener los servicios ambientales y contribuir a la lucha global contra el cambio climático. Es decir, REDD+ es un mecanismo de mitigación del cambio climático para reducir las emisiones de carbono producidas en el sector forestal desarrollado por las Partes de la Convención Marco de Naciones Unidas sobre Cambio Climático (CMNUCC) y que busca compensar financieramente a los países que estén dispuestos y puedan reducir las emisiones causadas por la deforestación y degradación de sus bosques. El mecanismo REDD+ es particularmente aplicable al bosque chaqueño receptor del 90% de la deforestación por expansión de la frontera agropecuaria durante las últimas dos décadas y además es el ecosistema forestal con menos porcentaje de superficie protegida (<3%).

Atendiendo la situación de deforestación y el aumento del uso ganadero en los bosques nativos, en 2015 se firma el Convenio Marco Interinstitucional entre los actuales Ministerios de Agroindustria y de Ambiente y Desarrollo Sostenible de la Nación para la implementación del acuerdo técnico sobre principios y lineamientos nacionales para el Manejo de Bosques con Ganadería Integrada (MBGI). El plan nacional de MBGI, es un plan político-técnico, que permite establecer acuerdos intersectoriales de articulación de herramientas técnico-financieras, con el fin de optimizar los recursos del estado, garantizar la distribución coherente y equitativa de los mismos, y la aplicación de los lineamientos por parte de las provincias y los productores. El MBGI propone el manejo integral del ecosistema, como una herramienta de desarrollo frente al cambio de uso del suelo, donde se incluye al bosque nativo en la matriz productiva como un agente proveedor de servicios ecosistémicos, especialmente en lo que respecta a la producción ganadera y forestal. Dicha propuesta se basa en la adopción de tecnologías de bajo impacto ambiental, con una visión integral del ambiente, que busca el equilibrio entre la capacidad productiva del sistema, su integridad y sus servicios, bajo el principio de mantener y mejorar el bienestar del productor y las comunidades asociadas. Por lo tanto, el término MBGI se refiere a la planificación de todo tipo de actividad ganadera y forestal dentro de un bosque nativo, ampliando así, el concepto de prácticas silvopastoriles tradicionales. El marco conceptual donde se sustenta el acuerdo técnico MBGI está basado en la provisión de servicios ecosistémicos por parte de los bosques, y en un

esquema de manejo adaptativo para definir las intervenciones. En el país son nueve las provincias que formalmente adhirieron al Convenio MBGI con diferentes grados de avance. Las provincias de Salta, Chaco, Formosa y Santiago del Estero firman la adhesión al convenio MBGI en el año 2015. Las provincias patagónicas (Neuquén, Río Negro, Chubut, Santa Cruz y Tierra del Fuego) firman el convenio en el año 2016 en el marco de las V Jornadas Forestales Patagónicas – III Jornadas Forestales de Patagonia Sur realizadas en la ciudad de Esquel (Chubut). Teniendo en cuenta los múltiples aspectos que involucra al MBGI es necesario evaluar y monitorear distintas variables relacionadas a las dimensiones socioeconómicas y ambientales. Considerando que una característica de MBGI es el manejo adaptativo, actualmente se están instalando sitios pilotos en que serán monitoreados en sus consecuencias sobre aspectos ambientales, productivos y socioeconómicos a través de un sistema de indicadores elaborado para tal fin. El conjunto de lineamientos definidos en MBGI pretende que la combinación de actividades ganaderas y forestales permita el mantenimiento de los componentes estructurales y funcionales del bosque nativo, y por ende de sus servicios ecosistémicos. Es decir, los indicadores responden a los principios básicos de sustentabilidad: (i) la capacidad productiva y la productividad del ecosistema deben mantenerse o mejorarse; (ii) la integridad del ecosistema y sus servicios deben mantenerse o mejorarse; y **(iii)** el bienestar de las comunidades asociadas a su uso debe mantenerse o mejorarse. La importancia de contar con un conjunto de indicadores de seguimiento permitirá a los organismos gubernamentales con competencia en la gestión de los bosques nativos (por ejemplo, los comités técnico provinciales en la aplicación del MGBI), aparte de contar con una línea de base, evaluar el impacto de los planes de manejo sobre los principales procesos naturales en el estado de conservación de los bosques y en la calidad de vida de la población asociada a ellos. En un proceso participativo (consulta amplia a expertos y trabajo de taller para la redefinición y priorización de indicadores) y por indicación de la Mesa Nacional MBGI se generaron los indicadores de monitoreo a escala predial para la región chaqueña y patagónica. A lo largo de los años, se vislumbra que el tema forestal estuvo influenciado en su institucionalidad por la situación político económica en la que está inserta Argentina.

Esperamos que en este nuevo siglo se consolide el despegue definitivo del sector forestoindustrial transformándose en uno de los pilares básicos del crecimiento nacional.

4.3 Descripción de las principales técnicas, prácticas o tratamientos silvícolas

Etimológicamente la palabra silvicultura significa "cultivo del bosque". Aunque en sus orígenes la silvicultura se consideró como un arte, hoy la silvicultura es una ciencia que trata del cuidado de los bosques e involucra las técnicas o herramientas (tratamientos silvícolas) que se aplican a los rodales para poder obtener de ellas una producción prolongada y sostenible de bienes y servicios ecosistémicos demandados por la sociedad. Esto se logra a través del establecimiento de individuos en un rodal y el posterior control de la composición, estructura y crecimiento del mismo. Si bien la silvicultura se nutre de varias disciplinas tales como la fisiología, la autoecologia, la biometría, la economía, la misma debe ser conducida sobre la base de principios ecológicos (Smith *et al*., 1997). Estos principios incluyen el reconocimiento de la complejidad del sitio y la escala, el desarrollo y la dinámica de los rodales, y la naturaleza de la regeneración en relación a los principales disturbios (Ashton y Kelty, 2018). Independientemente de los objetivos perseguidos y los bienes y servicios demandados, la silvicultura debería imitar lo más posible los procesos de la naturaleza y mantener y proteger la productividad inherente del sitio forestal (Ashton y Kelty, 2018).

Un sistema silvícola (SS) es un proceso mediante el cual se guiará un bosque, existente o no, hacia un estado final para cumplir con uno o más objetivos. Es un programa que incluye todos los tratamientos que se aplicarán a lo largo de la vida de la masa, para establecerlo, conducirlo, cosecharlo y reproducirlo para iniciar un nuevo ciclo. Los objetivos a cumplir, por un SS son diversos e incluyen cumplir con las metas y objetivos de la sociedad, prever la disponibilidad oportuna de los variados bienes y servicios del bosque (no sólo madera), producir cosechas previsibles en el largo plazo, prever consecuencias no intencionales, lograr el equilibrio biológico/ecológicos y económico para garantizar la sustentabilidad de los recursos, favorecer la regeneración del bosque, utilizar efectivamente el conjunto de recursos del sitio en relación a la productividad del mismo, y considerar aspectos de sanidad forestal. En un SS se determinan la accesibilidad al rodal, la planificación y construcción de las vías de saca, el tipo de maquinaria u otros equipos que se utilizarán, las técnicas, la organización del trabajo y los recursos humanos, así como la consideración del costo de las operaciones y de la inversión. Los sistemas silvícolas en bosque nativo deben elaborarse como respuesta a la necesidad práctica de equilibrar los requisitos comerciales, socioeconómicos, el entorno institucional, el marco normativo y aspectos ecológicos de forma técnicamente viable. Aún más, un SS debe ser diseñado y emplazarse lógicamente en el plan de manejo del bosque o área en donde se circunscribe el rodal para el cual ha sido formulado (Nyland, 2016). Los inventarios forestales, deben ser la base de diagnóstico de partida, ya que son fundamentales para la toma de decisiones, la definición del SS y realizar los pronósticos productivos y económicos. Un ejemplo de un sistema silvícola es el Método de cortas de protección o cortas por aclareos sucesivos que se propone para bosques de Nothofagus en Patagonia (denominado localmente Sistema de Cortas Sucesivas de Protección, SICOSUP). Este sistema busca conseguir una masa regular o coetánea realizando durante el ciclo forestal cortas en etapa reproductora o fases maduras del bosque (corta preparatoria, corta diseminatoria y corta final) con el objetivo de aprovechar madera y se establezca la regeneración y sucesivos raleos durante las fases juveniles del nuevo rodal para favorecer el crecimiento de árboles seleccionados, mejorar su calidad y acortar turnos de corta.

Otro ejemplo de sistema silvícola es el de *"Selección de árboles de futura cosecha o sistema silvicultural del árbol futuro"* empleado en las Yungas y Parque Chaqueño. El concepto fundamental es mejorar las condiciones de crecimiento de los mejores individuos (árboles de futura cosecha) de diferentes clases diamétricas (a partir de un DAP de 5 cm) correspondientes a bosques irregulares. Después de la selección se favorece su desarrollo mediante la regulación de la competencia inter e intra-específica eliminando los individuos que compiten directamente con los árboles de futura cosecha. En este sistema silvícola, los tratamientos silvícolas utilizados a lo largo de todo ciclo son los raleos y la cosecha de árboles maduros

realizados de manera simultánea, tratando de mantener la distribución diamétrica de J invertida. Existen herramientas para la planificación los sistemas silvícolas como: (i) el uso del índice de densidad relativa de Reineke (IDR) para determinar a lo largo del ciclo la intensidad de los raleos para diferentes coberturas de copas en sistemas silvopastoriles en bosques de ñire de Patagonia (Ivancich *et al*., 2009), y (ii) el uso del diagrama de Gingrich (Gingrich, 1967) en el Parque Chaqueño (en la Cuenca Foresto Industrial de Monte Quemado, Santiago del Estero) para el manejo de la densidad en bosques irregulares.

Los tratamientos o prácticas silvícolas son herramientas de intervención de las masas boscosas que permiten por un lado obtener los beneficios esperados (madera, conservación de fauna, productos forestales no madereros, etc.) y al mismo tiempo lograr la permanencia y sustentabilidad del recurso. Los tratamientos silvícolas que se aplican a una masa forestal variarán según el SS y los objetivos perseguidos de acuerdo al tipo de vegetación, la dinámica natural (volteo por viento, fuego, deslizamiento en laderas), a la especie que se maneja y sus características auto-ecológicas (la forma de regeneración de las especies, tolerancia a la sombra, facilidad o dificultad para diseminar semillas), la estructura actual y la estructura a la que se pretenda conducir la masa. Es decir, para la aplicación de un tratamiento silvícola se requiere del conocimiento de la dinámica natural del bosque y la ecología de las comunidades y poblaciones vegetales. Asimismo, respecto a la estructura existen en general los rodales regulares o coetáneos, cuyos árboles mayormente se localizan en una clase o rango de edades y los irregulares o disetáneos, cuyos árboles comprenden diversas clases o rangos de edades (fig. 4.17). Entonces, en un determinado rodal sus características estructurales y estado de desarrollo, y los objetivos que se establezcan, guiarán la selección de un tratamiento silvícola (fig. 4.18). Por lo tanto, para la efectividad de la elección y aplicación de un tratamiento silvícola, el bosque debe dividirse en rodales, que constituyen superficies continuas de bosque con características estructurales uniformes.

Los tratamientos silvícolas pueden diferenciarse según la fase de desarrollo en que se encuentra los rodales en: (i) tratamientos iniciales aplicados durante el establecimiento del bosque, (ii) tratamientos intermedios para conducirlo hacia un estado final y (iii) tratamientos finales que incluyen la reproducción o renovación del bosque y su consecuente cosecha final.

Según el objetivo de manejo (productivo, restauración, conservación o recreación), las especies arbóreas deseables o meta, pueden ser especies comerciales o potencialmente comerciales (ya sea por sus productos derivados de la madera como por los no madereros), especies valoradas a nivel local (valor social, cultural o religioso, medicinal) y/o especies importantes desde el punto de vista ecológico (especies claves para la fauna silvestre o los procesos ecosistémicos). Los silvicultores deberán tener en cuenta que el valor comercial pueda cambiar con el tiempo y que ello podría tener consecuencias en la rentabilidad y ello podría determinar el ajuste de la silvicultura aplicada. Sin embargo, tradicionalmente los bosques nativos no han sido explotados bajo un proceso planificado de tratamientos silvícolas enmarcados en un SS y con objetivos de manejo definidos, lo que va provocando una pérdida de valor en varios aspectos del rodal (económico o ecológico), aunque podría seguir conservando algunos servicios ambientales.

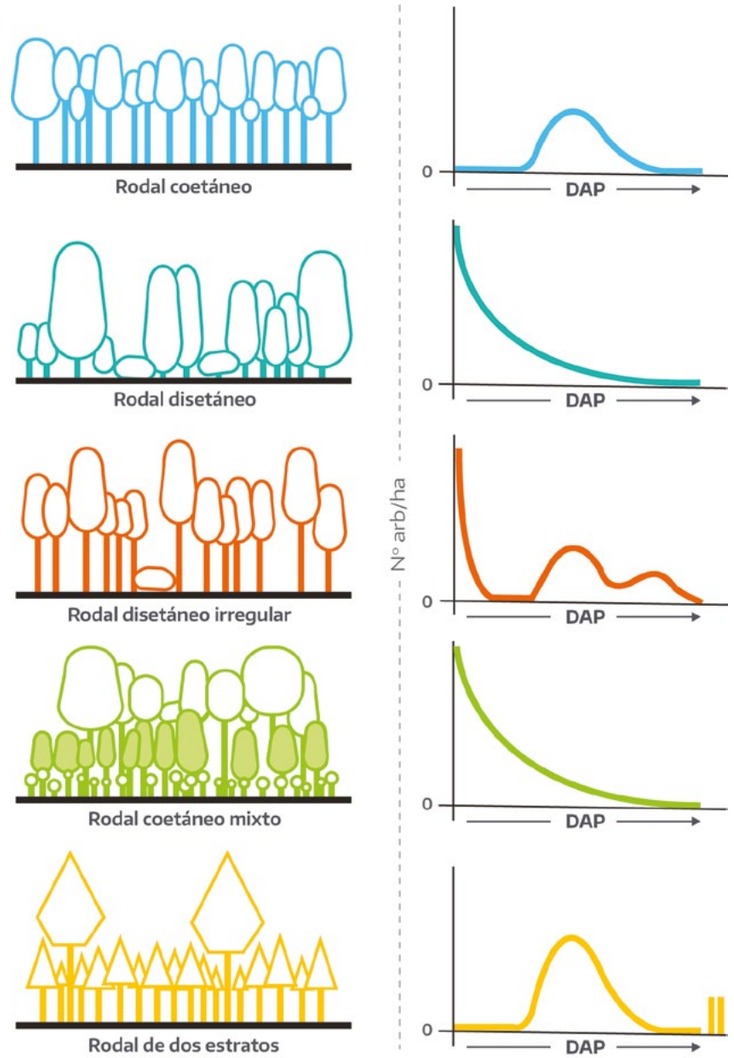


Figura 4.17. Esquema de los diferentes tipos de estructuras de rodales en su distribución vertical y frecuencia de clases diamétricas (adaptado de Smith *et al.,* 1997).

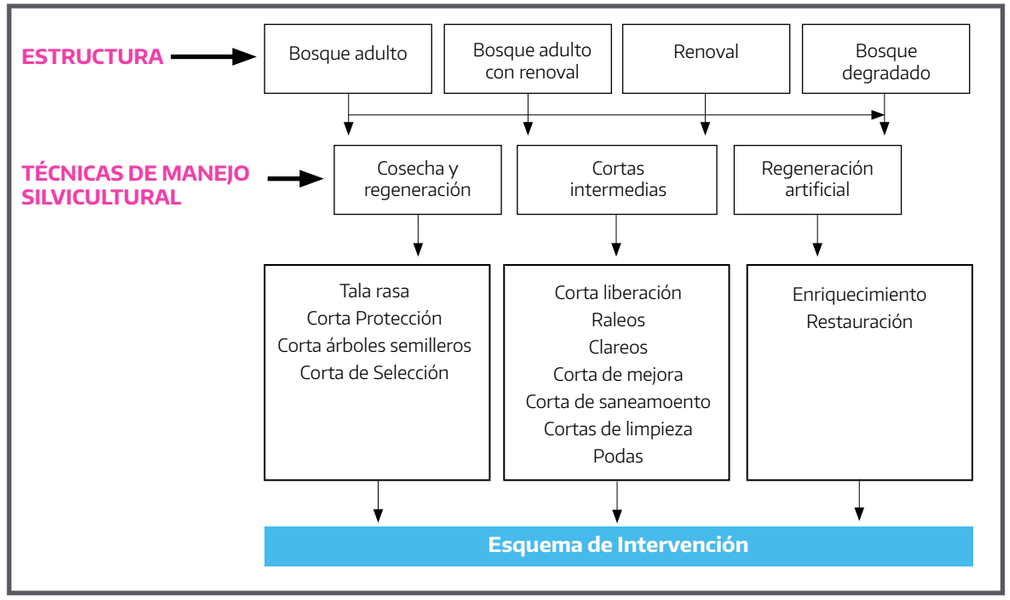


Figura 4.18. Esquema de los principales tratamientos silvícolas.

4.3.1 Método de reproducción: Cosecha y regeneración

El objetivo del tratamiento de regeneración es favorecer o mejorar la regeneración de las especies arbóreas deseables en el rodal futuro y realizar un aprovechamiento de productos madereros en el rodal actual. Se ha ensayado la transformación de rodales primarios en bosques altos regulares, a partir de talas rasas (Mutarelli y Orfila, 1973) y, más recientemente, con la aplicación de cortas de protección o cortas por aclareos sucesivos (Schmidt y Urzúa, 1982; Martinez Pastur *et al*., 2000). Cuando se intenta conducir el bosque en forma de rodales regulares, la cosecha de la madera de calidad (en general árboles sanos de diámetros intermedios) se realiza generalmente en la primera corta.

La tala rasa en su más estricta definición y práctica comprende la cosecha del rodal en un solo corte y se comenzó a aplicar en Europa hace ya varios siglos y aún se sigue aplicando en gran parte de Europa, Norteamérica y muchos países del resto del mundo. La tala rasa puede subdividirse a su vez en 4 sub métodos: (i) tala rasa sin abrigo lateral en grandes superficies; (ii) tala rasa en dos o más etapas (similar a la corta de protección), (iii) tala rasa por fajas contiguas o alternas, y (iv) tala rasa por pequeñas superficies o bosquetes. En Patagonia, se ha aplicado talas rasas sobre bosques de *Nothofagus* en numerosas oportunidades, en aprovechamientos a escala comercial hasta mediados de siglo XX. Hay antecedentes con experiencias científicas en la década del ´60 (Cozzo *et al*., 1969). Estos ensayos tuvieron por finalidad conocer los elementos necesarios que aseguraran el manejo racional de dichas masas boscosas (Mutarelli y Orfila, 1971). En ellos se aplicó el "Método de regeneración por fajas contiguas o alternas con abrigo lateral y bajo o no de cubierta protectora, previa una o dos cortas a hecho o rasas", por ejemplo, en los ensayos realizados en Tierra del Fuego primaron las fajas paralelas (en el cuartel de Aguas Blancas) y fajas en forma de martillo (en el cuartel forestal de Tierra Mayor).

Algunos métodos de regeneración contemplan la retención dispersa de parte del rodal para favorecer el mejor establecimiento de la regeneración. Entre estos se encuentran el método de árboles semilleros o el método de corta de protección. Si bien, por lo general, ambos métodos contemplan la eventual remoción de la retención dispersa (Smith *et al*., 1997), esto no necesariamente debe ocurrir y son cada vez más los ejemplos en la actualidad donde así ocurre en ambos casos. El método de árboles semilleros comprende la remoción del rodal en un solo corte, excepto por un pequeño número de árboles semilleros que permanecen en forma aislada o en grupos para proveer fuente de propágulos de la regeneración a establecerse. Es un método simple y de amplia utilización en diferentes tipos forestales que a su vez requiere de un método y equipo de cosecha sencillo. Cuando la retención se mantiene en el tiempo formando parte del nuevo rodal (también llamada tala rasa con reservas), cobra vital importancia el arreglo espacial dependiendo de la especie (dispersión) y los principales disturbios del sitio (viento primordialmente). El método de corta de protección o aclareos sucesivos comprende la remoción del rodal en una serie de cortas (período corto de la rotación) mediante el cual se favorece el establecimiento de una cohorte bajo la protección parcial de árboles semilleros. Las dos primeras intervenciones tienen como objetivo favorecer el establecimiento de la regeneración avanzada (ambiente y fuente de semilla) y la segunda corta debe realizarse antes de inhibir el crecimiento de la regeneración. Si es común una corta final, muchas veces esta no se realiza. Es un método de amplia utilización que a diferencia del anterior involucra mayores costos y logística. Para los autores europeos es una variación del "Método de regeneración bajo cubierta protectora de pies de masa reservados, previa una corta a hecho o rasa y otra ulterior" denominado "Procedimiento por dos cortas a hecho o rasas, bajo cubierta de árboles padres o semilleros reservados, seguidas de reproducción diseminatoria directa o vertical". En este caso, por tratarse de árboles padres, su apeo está condicionado a conseguir previamente la regeneración natural, y se cortan cuando se establece la densidad deseada, salvo que deban continuar aún en pie cumpliendo una función protectora o de manutención de la biodiversidad. Se consigue una distribución más uniforme de la semilla, un mejor control de la composición y el área a aprovechar no tiene restricciones de superficie, debido a que las semillas se generan en los árboles padres. Sin embargo, los costos y cuidados del aprovechamiento son más altos, consiguiéndose un mejor efecto estético que el de tala rasa. Por tal motivo, si lo que se busca es madera de calidad para aserrado, el rendimiento y la producción son más altos en este método que en la tala rasa, debido a que los árboles reservados son, en general, sobre maduros y de baja calidad productiva. Por ejemplo, en bosques de lenga las cortas de regeneración se realiza cuando los rodales están en fases de envejecimiento o de desmoronamiento con regeneración, y se recomienda la realización de cortas de regeneración relativamente fuertes (40-60% de las existencias), para permitir que se establezca la regeneración.

El tratamiento silvícola de cortas en agregados (parches) o retención agrupada también es utilizado en masas maduras de bosque nativo (Franklin *et al*., 1997). Este tratamiento silvícola se emplea como una alternativa para mitigar el impacto sobre la biodiversidad (plantas, aves, insectos) de intervenciones como las cortas de protección

que generan una homogeneización del paisaje a gran escala, ya que los agregados pueden conservar parte de la estructura del bosque original en pie por más de un turno o ciclo de manejo. En el caso de la retención agrupada, los individuos que se dejan forman agregados de retención de diversos tamaños, de acuerdo a los objetivos planteados, realizándose talas rasas entre los mismos. También es factible una combinación de cortas con retención agrupada y dispersa. Este método ha recibido amplia aceptación y aplicación en diferentes tipos forestales en las últimas décadas.

Para el manejo de los bosques de edad no uniforme o disetáneos, se propone la aplicación del Método de corta de selección. Las cortas de selección se pueden llevar a cabo de forma grupal o individual. Estos métodos, a diferencia de los mencionados anteriormente, resultan en un manejo más complejo dado las diferentes estructuras de edades presentes, la mayor variabilidad de especies, los mayores costos y mayor logística, la interacción con disturbios y el control de la competencia con diferentes formas de vida en el sotobosque. Los rodales que se proponen manejar bajo este método, mantendrán su edad no uniforme y la regeneración nunca perderá la protección o competencia de las clases de edad mayores (Daniel *et al*., 1982). La presente metodología imita al desmoronamiento de árboles en forma individual o en pequeños grupos, que se da en forma natural cuando se encuentra en fase madura (Bava, 1999) o que aquella resultante de la ocurrencia de disturbios de mediana-baja escala y magnitud (Oliver y Larson, 1996; Smith *et al*., 1997). La selección implica mantener una masa bajo un diámetro máximo, eliminando aquellos individuos que lo superen. La aplicación de este tratamiento silvícola de selección de lo denomina frecuentemente como diámetros mínimos de corta (DMC), el cual varía según la región forestal y las especies. Por ejemplo, este tratamiento es aplicado en las Yungas con DMC que varía para *Cedrela balansae* (cedro Orán) desde 40 cm en Salta a 60 cm en Jujuy y en la región del Monte se aplica DMC de 35 cm para Prosopis flexuosa (algarrobo negro) en Catamarca. Si bien la aplicación de los DMC facilita la operatividad y fiscalización, existe evidencia que no siempre garantiza la sostenibilidad del recurso forestal aprovechado ya que restringe la posibilidad de intervenir en otras clases diamétricas para ajustar la estructura poblacional o que la remoción de los árboles grandes y maduros de la población puede afectar la regeneración futura debido a la pérdida de fuente de frutos y semillas. Otro método de Método de corta de selección para bosques con estructura irregular del Parque Chaqueño es el de "BDq" (O'Hara y Gersonde, 2004) basado en la definición de tres parámetros básicos: el área basal residual (B), el diámetro del árbol remanente más grande (D), y la distribución diamétrica del arbolado remanente, definida por un factor que mide la razón entre la densidad en una clase diamétrica y la inmediata superior (q).

4.3.2 Cortas intermedias

Cortas de liberación

Después de que la regeneración se establece exitosamente y antes que la competencia por luz dado por de los árboles semilleros y de protección comience a impactar negativamente en el crecimiento de ésta, es necesario realizar el tratamiento silvícola de corta de liberación o corta final. Así se indica al tratamiento que busca que la reproducción diseminatoria tenga lugar mediante la remoción uniforme y simultánea de la retención dispersión y condicionada por la obtención de un nuevo rodal coetáneo o comprendido en una sola clase de edad, es decir, se busca conseguir un rodal regular.

Raleos

El raleo tiene como objetivo principal redistribuir el crecimiento al aumentar la tasa de crecimiento en los árboles remanentes y acortar la rotación en relación al diámetro final deseado. El raleo se aplica normalmente a rodales con árboles jóvenes de especies deseables (latizales y fustales). En estas fases tempranas se produce una diferenciación en clases de copa basada en el vigor del árbol, dimensiones de su copa y posición en el dosel general (dominante, codominante, intermedio o suprimido). El raleo es una alternativa silvícola con el fin de: (i) favorecer el crecimiento de los mejores individuos, (ii) cosechar el volumen que de no intervenirse se perdería por mortalidad (obtención de retornos económicos intermedios), (iii) eliminación de individuos de calidad indeseable, (iv) regular mezcla de especies en rodal final, (v) favorecer la sanidad del rodal y (vi) mantener el vigor del rodal (que resulta de todas las anteriores).

Los raleos pueden ser *por lo bajo, por lo alto, de selección y sistemático.* En el r*aleo por lo bajo* se extraen principalmente árboles de posiciones subordinadas o clases de copa inferiores (fig. 4.19). Este raleo presenta la ventaja de requerir un mínimo de habilidad y conocimiento, y la desventaja de extraer usualmente árboles de reducidas dimensiones, de escaso o nulo valor económico. En el *raleo por lo alto* (o de copa) se extraen árboles de clases de diámetro y de copa intermedias y superiores, y se abre el dosel para favorecer árboles más promisorios de clases de copa superiores (fig. 4. 19). En el r*aleo de selección* (o de dominantes) se eliminan los árboles dominantes que son removidos para estimular el crecimiento de árboles de clases de copa inferiores. Su aplicación se limita a situaciones especiales (por ejemplo, producción de árboles de tamaño medio para pulpa, postes, etc.). El *raleo sistemático o mecánico* se aplica generalmente en rodales jóvenes, densos, altamente uniformes sin una clara diferenciación en clases de copa. Puede ser por distanciamiento preestablecido (por ejemplo cada tres árboles) o por fajas.

El tipo de raleo seleccionado influye en la distribución de clases diamétricas del rodal luego de aplicar el tratamiento silvícola (fig. 4.20). Es importante resaltar, que el tratamiento silvícola de raleo es utilizado en diferentes tipos de bosques de zonas áridas y templados fríos, y con diferentes objetivos (madereros, sistemas silvopastoriles).

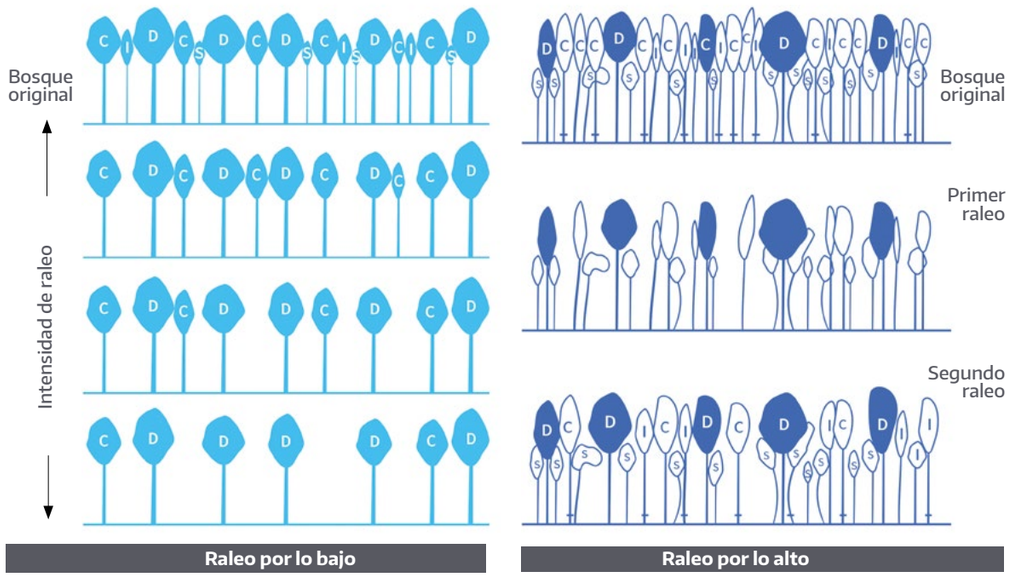


Figura 4.19. Esquemas de los tipos de raleo por lo bajo y por lo alto en bosques coetáneos. Las letras indican la clase de copa (D= dominante, C= codominante, I= intermedio, S= suprimido). El área sombreada de copas en el esquema de raleo por lo alto corresponde a los árboles futuros seleccionados (adaptado de Smith *et al.*, 1997).

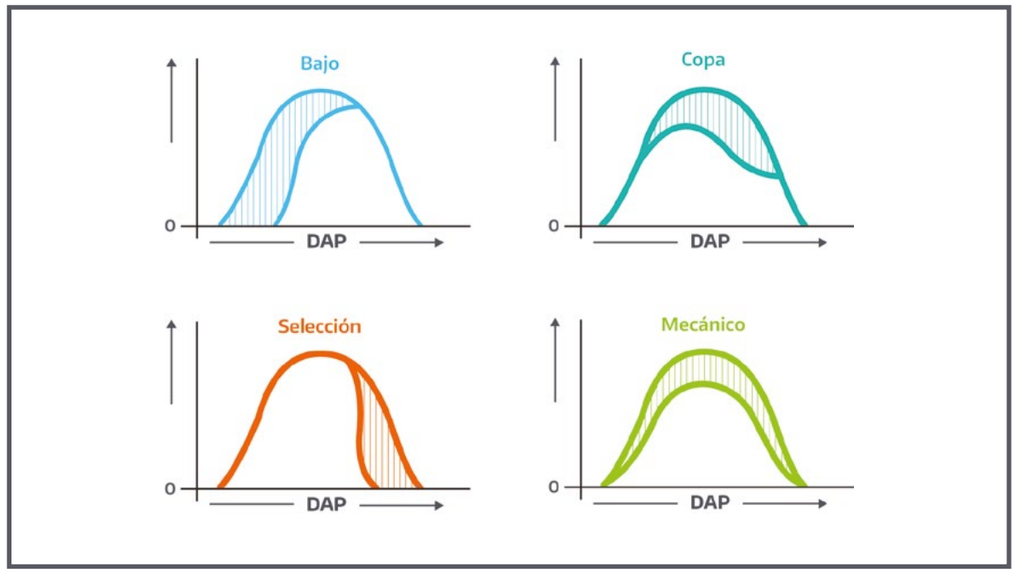


Figura 4.20. Distribución diamétrica de un rodal coetáneo puro según el método de raleo aplicado. El área sombreada corresponde a la porción del rodal removida por el raleo (adaptado de Smith *et al.*, 1997).

Por otro lado, el clareo se realiza en las fases iniciales o tempranas del rodal, cuando se encuentra en el estado de brinzal (rodal con árboles de menos de 10 cm de DAP y alturas usuales entre 2 y 4 m) y exista una alta competencia que obligue a controlar la distribución horizontal entre los individuos o el espacio de crecimiento y así favorecer la evolución de un número pre-establecido de mejores árboles.

Limpieza

La medida más importante para que tenga lugar la regeneración deseable es mejorar las condiciones de luz. La finalidad de las operaciones de limpieza es reducir la competencia entre las plántulas existentes o las plántulas que se han establecido a partir de la caída de semillas. Estas operaciones comprenden medidas para eliminar plantas del sotobosque (diferentes de las arbóreas deseadas) con altas ventajas competitivas. La limpieza del sotobosque es una actividad costosa y lenta. Una aplicación eficaz es desbrozar la vegetación rasante debajo de las copas de un número limitado de árboles adultos deseables antes de la caída de las semillas a fin de favorecer su germinación y el establecimiento de las plántulas. Entre los tratamientos a nivel del suelo figuran la quema controlada (también llamada quema prescrita) y la escarificación mecánica (por ejemplo, utilizando maquinaria de extracción) y son especialmente útiles para especies que necesitan suelos minerales o una competencia mínima para la germinación, el establecimiento y el crecimiento. Un ejemplo de aplicación del tratamiento de limpieza es el 'Rolado Selectivo de Baja Intensidad' (RBI) en el Parque Chaqueño bajo usos silvopastoril donde se controla el estrato arbustivo pero dejando un remanente de cobertura arbustiva mínimo del 30% por cada hectárea intervenida.

Cortas de mejoramiento

En la fase de brinzal las cortas de mejora se realizan con el fin de mejorar la calidad y composición del rodal, extrayendo del vuelo principal los árboles de especies, formas o condiciones indeseables. Estas condiciones se pueden generar cuando no se aplica las cortas de limpieza, y se utiliza en bosques mixtos cuando se elimina árboles dominantes de especies no deseables. Este tipo de cortas se proponen por ejemplo en las Yungas.

Cortas de saneamiento

Las cortas de saneamiento son aquellas que consisten en eliminar los árboles muertos, o aquellos que han sido atacados o que se hallan en peligro eminente ataque de plagas y/o enfermedades. Ejemplos de este tratamiento silvícola son los que se realiza en las Yungas con la eliminación de árboles enfermos y sobremaduros en simultáneo con el tratamiento de selección de árboles semilleros, el aprovechamiento de árboles muertos en pie en la región forestal del Monte en los algarrobales de los valles de la zona de Cafayate, y en bosques que ya fueron explotados selectivamente en repetidas ocasiones y que actualmente tienen poco potencial de aprovechamiento del Parque Chaqueño donde se eliminan árboles de deficiente estado sanitario de los fustes de especies secundarias. Si bien estas cortas se practican comúnmente de

manera tardía o preventivamente, las mismas no deberían realizarse si la remoción de los árboles atacados y/o susceptibles no interrumpe efectivamente el progreso de la plaga o enfermedad hacia nuevos individuos sanos (Smith *et al*., 1997). Este ha sido el caso en cipresales con decaimiento forestal en el norte de la Patagonia.

Podas

La poda silvícola, es la remoción de las ramas inferiores de los árboles en pie, con el objetivo de prevenir la formación de nudos muertos en el tronco del árbol y que al aflojarse constituyen un efecto muy indeseable en la madera aserrada. Las podas también incluyen la eliminación de ramas basales en especies que presentan multi-fustalidad. En individuos de muchos fustes como el algarrobo negro (*Prosopis nigra*), la extracción de fustes secundarios busca mejorar el hábito de crecimiento y el aumento en la cantidad y calidad de la madera producida en el largo plazo. De esta forma el propósito de la poda es mejorar la calidad de la madera y no precisamente aumentar los incrementos del rodal. Al tratarse de un tratamiento muy costoso y demandante de mano de obra calificada, las podas se justifican económicamente solo cuando el destino de la madera va a servir para la producción de chapa o aserrío. Solamente se podan aquellos árboles que se dejarán para la corta final y debe iniciarse cuando los árboles han alcanzado como mínimo la altura de la primera troza comercial (2,5 m). Existen ejemplos de poda de formación realizados en Mendoza en algarrobos multifustales y a nivel experimental en bosques de *Nothofagus pumilio*.

4.3.3 Regeneración artificial

Restauración

Los bosques primarios degradados se están convirtiendo en un tipo de bosque predominante en varias regiones del país y se requiere por presión social que desempeñen cada vez más funciones productivas y ambientales de los bosques primarios. Por lo general, los bosques primarios degradados requieren intervenciones silvícolas para restaurar la funcionalidad del ecosistema en múltiples aspectos que apunten a recuperar el potencial de provisión de bienes y servicios demandados por la sociedad, incluyendo la productividad del sitio. Por lo general, son el primer paso para mejorar la productividad del recurso y su capacidad para alcanzar los objetivos comerciales, sociales y culturales, y se pueden llevar a cabo en dos fases. El éxito de las operaciones de cuidados silvícolas depende de la existencia de un número suficiente de árboles de potencial cosecha (p. ej., al menos 150-200 árboles por hectárea se suele considerar suficiente en los bosques de ñire), de distribución más o menos homogénea de dichos árboles en toda la superficie, y de una capacidad de respuesta adecuada y duradera de los árboles deseables al raleo de liberación.

Plantación de enriquecimiento

Por lo general, la plantación de enriquecimiento consiste en trasplantar plántulas cultivadas en viveros o plantas silvestres para repoblación en claros naturales, claros creados por el apeo de árboles, o en líneas o franjas abiertas específicamente para este fin. La plantación de enriquecimiento puede ser apropiada en espacios donde la regeneración natural de las especies deseadas no es suficiente o se encuentra distribuida de manera irregular, o para favorecer especies concretas (normalmente de gran valor) que no se regeneran con facilidad. Se ha utilizado normalmente en la restauración de bosques primarios aprovechados y para incrementar el volumen y el valor económico de la madera de los bosques secundarios. Las dos opciones más comunes de la plantación de enriquecimiento son las plantaciones en línea y las plantaciones en claros. La elección del método depende principalmente de la condición del bosque; la plantación en claros se recomienda por lo general para los bosques sobreexplotados en donde las líneas de plantación son más difíciles de abrir y mantener.

Para que la plantación de enriquecimiento tenga éxito es preciso crear las condiciones de luz adecuadas, una supervisión eficaz y un mantenimiento posterior. Las especies más apropiadas para la plantación de enriquecimiento suelen ser aquellas que produzcan madera de gran valor, tengan un rápido crecimiento, un diámetro de copa bajo, una amplia variedad ecológica, tolerancia al estrés hídrico y una buena forma de tronco, y no se vean afectadas por plagas significativas. Las condiciones de las plántulas en el momento de la plantación es un elemento fundamental para el éxito de la plantación de enriquecimiento siendo importante que se utilice material de plantación de buena calidad.

4.3.4 Operaciones silvícolas para la gestión forestal de uso múltiple y silvicultura a escala de paisaje

Entre los retos fundamentales del manejo forestal a escala de paisaje están la planificación regional (ya sea municipal, predial, cuencas, reservas) y de largo plazo para la producción sostenible de madera, así como de bienes no madereros, la identificación regional de funciones y servicios ambientales prioritarios y sus estrategias de manejo, la comprensión de interacciones económicas entre diversos sistemas productivos del paisaje, la definición de estrategias de conservación de los ecosistemas y sus funciones (que integren los diversos usos de la tierra en el paisaje) y la definición de estrategias de gobernanza para que los actores sociales que habitan y administran el paisaje realicen el manejo sostenible de sus recursos. El paso de una gestión centrada en la madera que está dirigida a alcanzar el máximo rendimiento de unas pocas especies atractivas desde el punto de vista económico a una gestión forestal de uso múltiple que pretende producir un conjunto de productos forestales derivados de la madera y no madereros, servicios ambientales y valores paisajísticos y espirituales, plantea importantes desafíos a la silvicultura, ya que requiere un enfoque holístico con conocimientos teóricos y prácticos que siguen divididos entre los diferentes usuarios de los bosques. Los bosques suministran una amplia gama de servicios ambientales, pero los encargados de la planificación silvícola han de conocer qué servicios se demandan y si se deben suministrar a través de la gestión integrada de una superficie forestal o mediante su zonificación de conformidad con los objetivos primarios de gestión. La planificación silvícola incluirá la identificación de zonas o estructuras vulnerables, por ejemplo, para evitar un impacto ulterior en la calidad del suelo y el agua. Tal vez sea necesario adaptar los ciclos de corta y utilizar el apeo direccional. Puede que haya que gestionar las intervenciones silvícolas de manera que tengan en cuenta el ecoturismo.

Por ejemplo, un objetivo puede ser garantizar que los rodales y los territorios se mantienen en condiciones óptimas para la biodiversidad y desde el punto de vista paisajístico (los daños visibles de la extracción de madera, por ejemplo, no podrán ser compatibles con el ecoturismo).

En este contexto, se requiere una visión y conocimiento amplios del rol de los ecosistemas forestales (funciones, bienes, servicios, actores) en procesos regionales de desarrollo, lo cual, a su vez, conlleva el trabajo en equipos interdisciplinarios, no solo para la comprensión y el manejo de los bosques, sino para manejar los diferentes componentes de los paisajes, ya sean estos forestales, agropecuarios, urbanos o industriales. Uno de los enfoques que lleva años generando herramientas de análisis con una aplicación a escala de paisaje ha sido el manejo integrado de cuencas hidrográficas, que a su vez ha evolucionado hacia estrategias de participación y gobernanza en relación con el manejo de los recursos naturales.

También se empieza a plantear que los tratamientos de silvicultura a escala del rodal son más efectivos cuando se conciben y se aplican en el contexto del paisaje ya que los factores de estrés relacionados con el clima (cambio climático) se producen a escalas del rodal y del paisaje (Millar *et al*., 2007). Para tener un mayor impacto de adaptación, la silvicultura debe practicarse estratégicamente para enfocarse mejor en las amenazas y respuestas que se producen a diferentes escalas espaciales y temporales. Es decir, los silvicultores deben comprender cómo funcionan las vulnerabilidades y las amenazas a varias escalas para poder ser más efectivos al utilizar recursos de adaptación limitados.

Por último, la silvicultura planteada se puede enmarcar dentro del manejo adaptativo, el cual consiste en un proceso formal de continuamente mejorar las prácticas de manejo al incorporar los resultados de la implementación o experimentación de los manejos propuestos (figura 4.21).

La incorporación de esta información logra refinar y mejorar las futuras prácticas de manejo. La incorporación de la experiencia de implementar una práctica de manejo para modificarla, es necesario debido a los altos niveles de incertidumbre de los sistemas naturales, especialmente en sistemas tan complejos y dinámicos como los bosques (Stankey *et al*., 2005). Además, los valores impuestos por la sociedad a los bosques cambian y en un marco de manejo adaptativo se puede modificar las prácticas de manejo para lograr los objetivos deseados (Bunnell y Dunsworth, 2010). El manejo de un bosque puede mejorarse al entender cómo responde ese bosque al manejo implementado y mejorar la toma de decisiones (Bormann *et al*., 1994). El manejo adaptativo permite tomar decisiones de manejo aun cuando la información es incompleta porque está enmarcado en un diseño que permite evaluar sistemáticamente las decisiones tomadas (Lee y Lawrence, 1986).



Figura 4.21. Ciclo del manejo adaptativo. (adaptado de Holling 1978).

CUADRO 1

Publicaciones pioneras

Nilda.E. Fernández[1]*; P.ablo L. Peri*
[1]Centro de Documentación e Información Forestal "Ing. Agr. Lucas A. Tortorelli", Dirección Nacional Foresto Industrial, Ministerio de Agroindustria. [2]Universidad Nacional de la Patagonia Austral (UNPA), Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria (INTA), Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET)

La riqueza y diversidad de las revistas forestales históricas, editadas tanto en el ámbito público como privado forman parte del patrimonio documental de las ciencias forestales de Argentina y constituyen una valiosa fuente de conocimiento para aquellos profesionales que están abocados al estudio del sector desde comienzos del siglo XX.

Las revistas conforman el reflejo del funcionamiento general de las ciencias, de sus organizaciones, de sus investigadores, pero también de la relación que cada disciplina mantiene, con las demás áreas del conocimiento, y con los distintos actores de la comunidad.

A continuación, se presenta ejemplos de publicaciones relacionadas al bosque nativo que ilustran el desarrollo forestal principalmente en el período de las décadas del veinte hasta los años sesenta.

El Arte de la Madera: la revista era el órgano oficial de la Sociedad de Fabricantes de Muebles, Carpinterías y Afines. El primer volumen aparece en 1925 y cierra la colección en 1944 con el número 174. Ofrecía abundante información sobre la industria mueblera, con detalle de direcciones de fábricas, divididas por rubros.

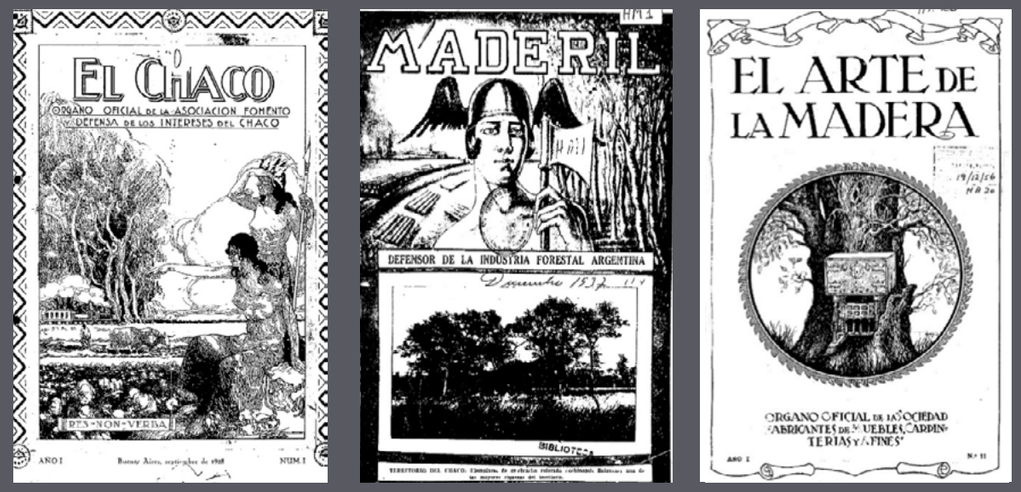


Figura 4.22. Tapas de las revistas "El Arte de la Madera" (1925-1944), "El Chaco" (1928-1962) y "Maderil" (1928-1950).

El Chaco: Publicación de frecuencia irregular editada por la Asociación Fomento y Defensa de los Intereses del Chaco. Aparece su primer número en 1928 y culmina en 1962. Al comienzo se llamaba simplemente "Chaco", en 1944 pasa a llamarse "Chaco y Formosa" y finalmente en 1950 adopta el nombre de "Chaco, Formosa y Misiones".

Maderil: Revista fue fundada en 1928 por Eugenio Deymonnaz, de aparicón mensual hasta 1950 con la edición nº 255. Esta publicación se constituyó en el medio periodístico y archivo de noticias más importante de esa época, porque allí quedaron reflejadas, todas las circunstancias, y realidades del movimiento forestal argentino. Se pueden obtener antecedentes históricos, técnicos, administrativos, legales, laborales, industriales, sobre la explotación de los bosques, el comercio y el uso de madera y derivados. En la última página de cada número había cotizaciones en plaza para rollizos, vigas y maderas aserradas

CUADRO 2

La producción industrial de soja en Argentina, la pérdida de bosques y las consecuencias socio-ambientales

Leonardo Galetto; Carolina Torres
Departamento de Diversidad Biológica y Ecología, Facultad de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales, Universidad Nacional de Córdoba e Instituto Multidisciplinario de Biología Vegetal, FCEFyN (CONICET-Universidad Nacional de Córdoba), Córdoba.

En Argentina, en pocos años, la soja se ha transformado en el cultivo de mayor importancia (Cáceres, 2015a; Leguizamón, 2016; Torrado, 2016; Lapegna, 2017), el agroquímico más utilizado es el glifosato (Cáceres, 2015a) y la agricultura industrial centrada en este monocultivo transgénico es el principal factor que promueve cambios en el uso de la tierra (Gasparri y de Walroux, 2015). Argentina es el tercer productor y exportador mundial de soja, destinando más de 20 millones de hectáreas a este cultivo y obteniendo cosechas que superan los 56 millones de toneladas (por ejemplo, en la temporada 2014/15; Torrado 2016). Este modelo que comenzó utilizando una de las mejores tierras para agricultura del mundo como las de la región pampeana, se sigue expandiendo sobre bosques nativos del espinal, del parque chaqueño e incluso de las yungas, produciendo altísimas tasas de deforestación (Hoyos *et al.,* 2013; Piquer-Rodríguez *et al*., 2015). Este modelo, que puede ser conceptualizado como neoextractivista (Gudynas, 2014), produce la apropiación de la biodiversidad de los bosques como capital económico (Cáceres 2015a) al transformarlos en una matriz productiva simplificada (figura 4.23).

Ganadores y perdedores

En las etapas iniciales de implementación de este modelo de agricultura se lo consideró exitoso porque, junto con altos rendimientos y menos labores por la siembra directa, permitió controlar malezas de cultivo con menos costos, reduciendo los tiempos de siembra y cosecha (Gianessi, 2008). Actualmente sigue siendo percibido por la población como un modelo exitoso, aunque esté concentrado sólo en manos privadas -grandes productores, pools de siembra, empresarios proveedores de servicios agrarios y multinacionales biotecnológicas- (Cáceres, 2015a; Leguizamón, 2016; Lapegna, 2017).

Sin embargo, se comenzaron a evidenciar los pasivos socioambientales derivados del modelo de agricultura industrial, como la pérdida de biodiversidad y funcionalidad ecológica de los agroecosistemas, el éxodo agrario hacia los cordones de pobreza en las ciudades y la pérdida del conocimiento tradicional asociado a los bosques (Leguizamón, 2014; Berger y Carrizo, 2016; Pengue, 2016). Estos sistemas son complejos y al ser afectados por distintos factores (p. ej. desmonte, intensificación de la ganadería en bosques naturales, falta de rotación agrícola-ganadera, aplicación continua de agroquímicos, etc.) pueden cambiar en

forma gradual o pueden desestabilizarse de tal manera que los cambios generados sean irreversibles. Por ejemplo, la combinación de la deforestación con estas prácticas agrícolas sin diversificación ha derivado, entre otras cosas, en que las napas freáticas se elevaran en las últimas décadas en distintas regiones (Viglizzo *et al.,* 2009; Jobbágy *et al.,* 2011; Nosetto *et al.,* 2012), aumentando la incertidumbre sobre la ocurrencia de inundaciones luego de las lluvias y también sobre la generación de nuevos ríos y lagunas permanentes (capítulo 10). Asimismo, la agricultura industrial con monocultivo de soja deriva en que muchos otros cultivos orientados al consumo interno sean desplazados (Aizen *et al.,* 2009). Con este modelo agrario extractivista, se exportan no sólo commodities sino también bienes comunes (por ejemplo, fertilidad del suelo y agua) y se contaminan diversos organismos, suelos y fuentes de agua dulce (Pengue, 2016). Aunque la aplicación de glifosato para el control de malezas de cultivos ha sido considerado de baja toxicidad en comparación a otras alternativas, su utilización está cada vez más cuestionada al incrementarse la evidencia sobre los graves efectos toxicológicos de este herbicida sobre el sistema eco-agroalimentario (Bourguet y Guillemaud, 2016; Cuhra *et al.,* 2016). Los impactos eco-sociales de la aplicación generalizada de agroquímicos en el territorio están bien documentados en Argentina. Por ejemplo, se reducen las poblaciones de muchas plantas nativas a la vez que aparecen biotipos tolerantes a los herbicidas (Binimelis *et al.,* 2009; Ferreira *et al.,* 2017), se evidencian efectos negativos del glifosato sobre el fitoplancton y bacterioplancton de agua dulce (Peruzzo *et al.,* 2008; Pizarro *et al.,* 2016), microorganismos y hongos del suelo (Okada *et al.,* 2016), invertebrados (Mugni *et al.,* 2011), anfibios (Lajmanovich *et al.,* 2017), reptiles (Burella *et al.,* 2017) y peces (Ballesteros *et al.,* 2017; Bonansea *et al.,* 2017). En mamíferos nativos, domésticos e incluso humanos, la evidencia reciente indica que los herbicidas (glifosato, coadyuvantes y el metabolito AMPA) tienen efectos teratogénicos y genotóxicos, los cuáles se asocian con distintas patologías y enfermedades (Avila-Vazquez *et al.,* 2017).

La pérdida y la fragmentación de bosques nativos promovida y acelerada por la expansión de los agronegocios (Hoyos *et al.,* 2013, Picker Rodríguez *et al.,* 2015) determina también que se hayan reducido considerablemente diversos recursos (leña, pasturas para los animales domésticos, miel, fibras, plantas medicinales, etc.) que son indispensables para la subsistencia de campesinos, criollos y pueblos originarios (Trillo *et al.,* 2010; Furlán *et al.,* 2011; Leguizamón, 2014). El modelo agroindustrial se expande, se generan conflictos sociales y una escalada en la criminalización de las resistencias, cuando los habitantes de los bosques son despojados de su territorio (Lapegna, 2017; Leguizamón, 2014; Berger y Carrizo, 2016). Sus comunidades se desestructuran, perdiendo sus sentidos colectivos, sus cosmovisiones, su identidad y la capacidad para sostener sus condiciones de vida, su soberanía y seguridad alimentaria y hasta el derecho a usar las propias semillas. En esta dimensión, la protección del bosque nativo frente al avance de este modelo trasciende su valoración utilitaria e intrínseca (capítulo 10) y adquiere valor para lograr justicia social.



Figura 4.23. Campos cultivados con soja en los alrededores de la ciudad de Córdoba, con fragmentos de bosque nativo relictuales rodeados por la matriz de cultivo.

Síntesis

El análisis de las ventajas y desventajas derivadas del modelo de agricultura industrial evidencian que la base del conflicto está entre la narrativa exitosa sobre la soja transgénica con el paquete tecnológico asociado y la sustentabilidad socio-ecológica en el largo plazo (Leguizamón, 2014, 2016; Pengue, 2016). Este modelo basado en mega-emprendimientos extractivos ha sido justificado por diferentes gobiernos con discursos vinculados a la mitigación del hambre, la pobreza y la exclusión, el cuidado del ambiente, el desarrollo económico del país, la eficiencia productiva, la modernización e incremento de rendimientos y beneficios económicos para la gente, al ser presentado como la principal actividad proveedora de divisas capaz de sostener la economía del país (Leguizamón, 2014; Pengue, 2016). Sin embargo, el balance muestra la pérdida irreversible de bienes comunes, la oligarquización del territorio y de las ganancias económicas, y la democratización de los daños ambientales en la sociedad, en donde los sufrimientos se concentran en las clases e identidades socialmente subalternas (pobres, pueblos originarios, pobladores rurales, "pueblos fumigados", pequeños productores). En conclusión, resulta evidente que el modelo productivo instalado, basado en

cultivos transgénicos y aún en expansión en Argentina, es social-, ambiental-, energética y ecológicamente insostenible.

Un análisis integrado de los efectos directos e indirectos de la agricultura industrial sobre los bosques nativos de Argentina, como de las consecuencias positivas y negativas de su implementación en los socio-ecosistemas, será indispensable al momento de pensar entre distintos actores sociales un nuevo marco conceptual (capítulo 1: fig.1.1) para alcanzar un mejor entendimiento sobre los factores de cambio del sistema y mitigar las consecuencias negativas sobre el ambiente y la sociedad. La posibilidad de reflexionar sobre cómo las relaciones de poder en la sociedad argentina transforman la naturaleza en una mercancía globalizada para beneficio de unos pocos y en perjuicio de la mayoría de los actores sociales, permitirá objetar a las instituciones (científicas, educativas, legales y administrativas) y a las estructuras políticas que lo sostienen (Cáceres, 2015b). Esto, a su vez, posibilitará plantear un ordenamiento territorial definido por el reconocimiento de los derechos y cosmovisiones de todos los actores sociales involucrados (capítulo 10), desarrollar políticas de transición hacia otros modelos de agricultura centrados en la producción de alimentos sanos y culturalmente apropiados, y proponer el cuidado de los bienes comunes cada vez más escasos, como los bosques nativos de Argentina.

Bibliografía

Abraham, E.M. 2001. Uso histórico-cultural de la Reserva de Biosfera de Ñacuñán. En: El Desierto del Monte: la Reserva de Biosfera de Ñacuñán (Claver, S., Roig, S., Eds.). UNESCO, ORCYT, MAB Argentino, SRNyDS, IADIZA. Córdoba, Argentina. pp 131-134.

Abraham, E.M., Prieto, M.R. 1999. Vitivinicultura y desertificación en Mendoza. En: Estudios de Historia y Ambiente en América: Argentina, Bolivia, México, Paraguay (García Martínez, B., Ed.). IPGH - Colegio de México. México. pp 109-135.

Aizen, M.A., Garibaldi, L.A., Dondo, M. 2009. Expansión de la soja y diversidad de la agricultura argentina. Ecología Austral 19(1), 45-54.

Ambrosetti, J.B. 1894. Los indios Cainguá del Alto Paraná. Boletín del Instituto Geográfico Argentino 15, 661-744.

Arenhardt, E. H. 2010. Inicios de la organización del espacio geográfico de Misiones. Revista Científica de Geografía 5(9), 1853-0990.

Argerich, F.R. 2003. Crónicas Históricas de la Agricultura, Explotación Forestal y Ganadería de Catamarca, Siglo XIX y Primera Mitad del XX. Edicosa, San Fernando del Valle de Catamarca, Catamarca.

Ashton, M.S., Kelty, M.J., 2018. The Practice of Silviculture: Applied Forest Ecology, Tenth Edition, Wiley, New York, 776 p.

Avila-Vazquez, M., Maturano, E., Etchegoyen, A., Difilippo, F. S., Maclean, B. 2017. Association between Cancer and Environmental Exposure to Glyphosate. International Journal of Clinical Medicine, 8(02), 73.

Ballesteros, M. L., Hued, A. C., Gonzalez, M., Miglioranza, K. S. B., Bistoni, M. A. 2017. Evaluation of the Health Status of the Silverside (*Odontesthes bonariensis*) at a RAMSAR Site in South America. Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology 99(1), 62-68.

Bava, J. 1999. Los bosques de lenga en Argentina. Capítulo 9. En: Silvicultura de los bosques nativos de Chile (Donoso, C., Lara, A., Eds.). Universidad Austral. Ed. Universitaria. Chile. pp 273-279.

Berger, M., Carrizo, C. 2016. Aportes de una sociología de los problemas públicos a la justicia ambiental en América Latina. Revista Colombiana de Sociología 39(2), 115-134.

Biloni, S. 1990. Árboles autóctonos Argentinos. Tipográfica Editora Argentina, Buenos Aires, 335pp.

Binimelis, R., Pengue, W., Monterroso, I. 2009. "'Transgenic Treadmill": Responses to the Emergence and Spread of Glyphosate-Resistant Johnsongrass in Argentina'. Geoforum 40(4), 623–33.

Bonansea, R.I., Marino, D.J., Bertrand, L., Wunderlin, D.A., Amé, M.V. 2017. Tissue-specific bioconcentration and biotransformation of cypermethrin and chlorpyrifos in a native fish (*Jenynsia multidentata*) exposed to these insecticides singly and in mixtures. Environmental toxicology and chemistry 36(7), 1764-1774.

Bourguet, D., Guillemaud, T. 2016. The hidden and external costs of pesticide use. En Sustainable Agriculture Reviews (Lichtfouse, E., Ed.). Springer International Publishing. Switzerland. pp 35-120.

Bormann, B.T., Cunningham, P.G., Brookes, M.H., Manning, V.W., Collopy, M.W. 1994. Adaptive ecosystem management in the Pacific Northwest. Gen. Tech. Rep. PNW-GTR-341. Portland, OR: U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Pacific Northwest Research Station. 22 pp.

Buchuc, R. 1999. Las Industrias. La industria maderera. El libro de los 100 años, San Martín de los Andes. 1º Ed. Editores Comisión del Centenario. pp 209-228.

Buchuc. R. 2014. La familia maderera. Vol 1, Ed. PROSA. 118 pp.

Bunnell, F.L., Dunsworth, G.B. 2010. Forestry and biodiversity: learning how to sustain biodiversity in managed forests. UBC Press.

Burella, P.M., Simoniello, M. F., Poletta, G. L. 2017. Evaluation of Stage-Dependent Genotoxic Effect of Roundup®(Glyphosate) on Caiman latirostris Embryos. Archives of environmental contamination and toxicology 72(1), 50-57.

Cabrera, A.L. 1976. Regiones Fitogeográficas Argentinas. Enciclopedia Argentina de Agricultura y Jardinería, Tomo II, Fascículo 1, Ed. Acme, Buenos Aires, 85 pp.

Cáceres, D.M. 2015a. Accumulation by dispossession and socio-environmental conflicts caused by the expansion of agribusiness in Argentina. Journal of Agrarian Change 15 (1), 116–47.

Cáceres, D. 2015b. Tecnología agropecuaria y agronegocios. La lógica subyacente del modelo tecnológico dominante. Mundo Agrario, 16(31). http://www.mundoagrario.unlp.edu.ar/article/view/MAv16n31a08

Chebez, J. C., Hilgert, N. 2003. Brief history of conservation in the Paraná Forest. En: State of Hotspots. The Atlantic Forest of South America: Biodiversity Status, Threats, and Outlook (Galindo-Leal, Gusmao Camara, Eds.). Center for Applied Biodiversity Science at Conservation International. Island Press, Washington, D.C. pp 141-159.

Costello, M. N. 2003. Los ramales c15 c16 y el ramal salto–jujeño. Fondo editorial Fundación capacitar del NOA.

Cozzo, D. 1960. Trabajos de investigación forestal de interés para la provincia de Misiones. Serie técnica Nº 8, Posadas: Instituto Agrotecnológico de Misiones.

Cozzo, D., Mutarelli E., Orfila, E. 1969. Plan de investigaciones silvo-dasocráticas en las etapas de ordenación, recuperación y reproducción económica de los bosques Andino-patagónicos. Plan N° 129. Convenio Cátedra de Dasonomía - UBA y CAFPTA. 150 pp.

Cuhra, M., Bøhn, T., Cuhra, P. 2016. Glyphosate: too much of a good thing?. Frontiers in Environmental Science 4, 28.

Daniel, P., Helms, U. Baker, F.1982. Principios de Silvicultura. Ed Mc Graw-Hill. 492 pp.

Delvenne, P., Vasen, F., Vara, A. M. 2013. The "soy-ization" of Argentina: the dynamics of the "globalized" privatization regime in a peripheral context. Technology in Society 35(2), 153-162.

Devoto, F. E., Rothkugel, M. 1936. Informe sobre los bosques del Parque Nacional del Iguazú. Ministerio de Agricultura de la Nación.

Eliano, P.M., Badinier, C, Malizia, L. 2009. Manejo forestal sostenible en las Yungas. Ediciones del Subtrópico, 101 pp.

Fernández, N.E. 2015. Huellas del Sector Forestal Argentino: de las Leyes de las Indias al Bicentenario. Ministerio de Agricultura, Ganadería y Pesca-UCAR. 58 pp.

Ferreira, MF, Torres C, Bracamonte E, Galetto L. 2017. Effects of the herbicide glyphosate on non-target plant native species from Chaco forest (Argentina). Ecotoxicology and Environmental Safety 144, 360–368.

Franklin, J., Berg D., Thornburgh D., Tappeiner, J. 1997. Alternative silvicultural approaches to timber harvesting: Variable retention harvest systems. En: Creating a Forestry for the 21st Century: The Science of Ecosystem Management (Kohm, K., Franklin, J., Eds.). Island Press. pp 111-140.

Furlan, V., Torres, C., Galetto L. 2011. Conocimiento y utilización de plantas medicinales por pobladores rurales del Bosque Chaqueño Serrano de Córdoba (Argentina). Bonplandia 20, 285-307.

Gálvez, L. 1995. Guaraníes y jesuitas. De la tierra sin mal al paraíso. Ed. Sudamericana, Buenos Aires.

Gambón, V. 1904. A través de las misiones guaraníticas. Ángel Estrada y Cía., Buenos Aires, Argentina.

Gasparri, N.I., de Waroux, Y.L.P. 2015. The coupling of South American soybean and cattle production frontiers: new challenges for conservation policy and land change science. Conservation Letters 8(4), 290-298.

Gudynas, E. 2014. Conflictos y extractivismos: conceptos, contenidos y dinámicas. Revista en Ciencias Sociales 27, 79–115.

Gianessi, L. P. 2008. Economic impacts of glyphosate resistant crops. Pest management science 64(4), 346-352.

Holmberg, E. L. 1887. Viaje a misiones. Boletín de la Academia Nacional de Ciencias en Córdoba 10, 252–288.

Holling, C.S. 1978. Adaptive environmental assessment and management. London: John Wiley. 377 pp.

Holz, S.C., Placci, L.G., 2003. Socioeconomic Roots of Biodiversity Loss in Misiones. En: State of Hotspots. The Atlantic Forest of South America: Biodiversity Status, Threats, and Outlook (Galindo-Leal, Gusmao Camara, Eds.). Center for Applied Biodiversity Science at Conservation International. Island Press, Washington, D.C., pp. 207–227.

Hoyos, L. E., Cingolani, A. M., Zak, M. R., Vaieretti, M. V., Gorla, D. E., Cabido, M. R. 2013. Deforestation and precipitation patterns in the arid Chaco forests of central Argentina. Applied Vegetation Science 16(2), 260-271.

Ivancich, H., Soler Esteban,R., Martínez Pastur, G., Peri, P.L.,Bahamonde, H. 2009. Índice de densidad de rodal aplicado al manejo silvopastoril en bosques de ñire (*Nothofagus antarctica*) en Patagonia Sur. Primer Congreso Nacional de Sistemas Silvopastoriles. Pp 245-250. Posadas (Argentina) 14-16 Mayo.

Jobbágy, E.G., Nosetto, M.D., Villagra, P.E., Jackson, R.B. 2011. Water subsidies from mountains to deserts: Their role sustaining groundwater-fed oases in a sandy landscape. Ecological Applications 21, 678–694.

Koutché, V. 1928. Los bosques de Misiones en la región de Yerbal Viejo. Buenos Aires: Dirección General de Tierras, Ministerio de Agricultura.

Lajmanovich, R.C., Attademo, A.M., Peltzer, P.M., Junges, C. M., & Martinuzzi, C.S. 2017. Acute toxicity of apple snail Pomacea canaliculata's eggs on Rhinella arenarum tadpoles. Toxin Reviews 36(1), 45-51.

Lapegna, P. 2017. The political economy of the agro export boom under the Kirchners: Hegemony and passive revolution in Argentina. Journal of Agrarian Change 17(2), 313-329.

Lee, K.N., Lawrence, J. 1986. Adaptive management: learning from the Columbia River basin fish and wildlife program. Environmental Law. 16, 431–460.

Leguizamón, A. 2014. Modifying Argentina: GM Soy and Socio-Environmental Change. Geoforum 53: 149–60.

Leguizamón, A. 2016. Disappearing Nature? Agribusiness, Biotechnology, and Distance in Argentine Soybean Production. The Journal of Peasant Studies 43(2), 313–30.

Maltez, H.M. 1997. Estrutura genetica de Aspidosperma polyneuron Muell. Arg. (*Peroba rosa*) em uma floresta estacional semidecidual no Estado de Sao Paulo. Dissertacao Mestrado, Universidade Estadual de Campinas, 132 pp.

Martínez Pastur, G., Cellini, J., Peri, P.L., Vukasovic, R., Fernández, C. 2000. Timber production of Nothofagus pumilio forests by a shelterwood system in Tierra del Fuego (Argentina). Forest Ecology and Management 134, 153-162.

Mastrángelo, A. 2012. De enemigo vencido a tesoro cercado: un estudio etnohistórico sobre el ambiente en la producción forestal del Alto Paraná de Misiones (Argentina). Avá, 20: 1851-1694.

Mathews, J.D. 1989. Silvicultural Systems. Clarendon Press, Oxford. 284 pp.

Millar, C.I., Stephenson, N.L., Stephens, S.L. 2007. Climate change and forests of the future: managing in the face of uncertainty. Ecological Applications 17, 2145-2151.

Minetti, J. 2006. Aprovechamiento forestal de cedro en las Yungas de Argentina. En: Ecología y Producción de Cedro (género Cedrela) en las Yungas Australes (Pacheco, S., Brown, A.D., Eds.). Ediciones del Subtrópico, pp 143-154.

Minetti, J. M., Bessonart, S., Balducci, E. 2009. La actividad forestal en la Selva Pedemontana del norte de Salta. Selva Pedemontana de las Yungas. Historia natural, ecología y manejo de un ecosistema en peligro. Ediciones del Subtrópico, pp. 367-386.

Mugni, H., Ronco, A., Bonetto, C. 2011. Insecticide toxicity to Hyalella curvispina in runoff and stream water within a soybean farm (Buenos Aires, Argentina). Ecotoxicology and environmental safety 74(3), 350-354.

Mutarelli, E., Orfila, E. 1971. Observaciones sobre la regeneración de lenga, Nothofagus pumilio, en parcelas experimentales del lago Mascardi, Argentina. Revista Forestal Argentina 15(4), 109-115.

Mutarelli, E., Orfila E. 1973. Algunos resultados de las investigaciones de manejo silvicultural que se realizan en los bosques andino-patagónicos de Argentina. Revista Forestal Argentina 17(3), 69-75.

Nosetto, M.D., Jobbágy, E.G., Brizuela, A.B., Jackson, R.B. 2012. The hydrologic consequences of land cover change in central Argentina. Agriculture, Ecosystems & Environment 154, 2-11.

Nyland, R.D. 2016. Silviculture: Concepts and Applications, Waveland Press, Long Grove, 680 p.

Okada, E., Costa, J. L., Bedmar, F. 2016. Adsorption and mobility of glyphosate in different soils under no-till and conventional tillage. Geoderma 263, 78-85.

Oliver, C.D., Larson, B.C. 1996. Forest Stand Dynamics, John Wiley, New York, 520 pp.

Pengue, W. A. 2016. Recursos, transición socioecológica y política ambiental. Fronteras 14, 17-38.

Peri, P.L. 2012. Implementación, manejo y producción en SSP: enfoque de escalas en la aplicación del conocimiento aplicado. Actas Segundo Congreso Nacional de Sistemas Silvopastoriles, pp. 8-21, Ediciones INTA. Santiago del Estero, 9 al 11 de Mayo 2012.

Peri, P.L., Bahamonde, H., Lencinas, M.V., Gargaglione, V., Soler, R., Ormaechea, S., Martínez Pastur, G. 2016a. A review of silvopastoral systems in native forests of *Nothofagus antarctica* in southern Patagonia, Argentina. Agroforestry Systems 90, 933-960.

Peri, P.L., Hansen, N.E., Bahamonde, H.A., Lencinas M.V., Von Müller, A.R., Ormaechea, S., Gargaglione, V., Soler, R., Tejera, L.E., Lloyd, C.E., Martínez Pastur, G. 2016b. Silvopastoral systems under native forest in Patagonia Argentina. In: Silvopastoral Systems in Southern South America (Peri, P.L., Dube, F., Varella, A. Eds.), Chapter 6, pp. 117-168. Advances in Agroforestry, Springer International Publishing, Switzerland.

Peruzzo, P. J., Porta, A. A., Ronco, A. E. 2008. Levels of glyphosate in surface waters, sediments and soils associated with direct sowing soybean cultivation in north pampasic region of Argentina. Environmental Pollution 156(1), 61-66.

Piquer-Rodríguez, M., Torella, S., Gavier-Pizarro, G., Volante, J., Somma, D., Ginzburg, R., Kuemmerle, T. 2015. Effects of past and future land conversions on forest connectivity in the Argentine Chaco. Landscape Ecology 30(5), 817-833.

Pizarro, H., Vera, M.S., Vinocur, A., Pérez, G., Ferraro, M., Helman, R.M., dos Santos Afonso, M. 2016. Glyphosate input modifies microbial community structure in clear and turbid freshwater systems. Environmental Science and Pollution Research 23(6), 5143-5153.ç

Poujade, R. A. 1995. Mapa Arqueológico de la Provincia de Misiones. Cartilla Explicativa. Artes Gráficas. Zamphirópolos S.A. Asunción. 33 pp.

Prieto, M.R., Chiavazza, H. 2006. Aportes de la Historia Ambiental y la Arqueología para el análisis del patrón de asentamiento huarpe en el oasis norte de Mendoza. Anales de Arqueología y Etnología 59-60, 163-195.

Reboratti, C. 1998. El Alto Bermejo Realidades y Conflictos. Editorial La Colmena, Buenos Aires.

Riat, P., Stampella, P.C., Pochettino, M.L. 2018. Incidencia de la estrategia de uso múltiple en la autosubsistencia de dos comunidades campesinas de la Argentina. GAIA Scientia.

Rojas, F. 2013. Rol de la minería y el ferrocarril en el desmonte, del oeste riojano y catamarqueño (Argentina), en el período 1850-1940. Revista Población y Sociedad, Revista Regional de Estudios Sociales, Instituto Superior de Estudios ociales 20 (1), 5-39.

Santos, G. 2015. Madereros del lago Lacar. Breve repaso de la historia forestal de la cuenca del lago Lacar. Por aquí pasó Neruda. Ed. Univ. Nac. Comahue (EdUCo), pp 45-82.

Schmidt, H., Urzúa, A. 1982. Transformación y manejo de los bosques de lenga en Magallanes. Ciencias Agrícolas nº 11. Universidad de Chile. 62 pp.

Smith, D.A., Larson B.C., Kelty M.J., Ashton P.M.S. 1997. The Practice of Silviculture: Applied Forest Ecology. John Wiley & Son, Inc. New York, USA. 537 pp.

Stampella, P. C. 2018. La domesticación del paisaje en enclaves pluriculturales del sur de Misiones (Argentina): Una aproximación a través de los cítricos. Boletín de la Sociedad Argentina de Botánica 53(1), 1-10.

Stankey, G.H., Clark, R.N., Bormann, B.T. 2005. Adaptive management of natural resources: theory, concepts, and management institutions. Gen. Tech. Rep. PNW-GTR-654. Portland, OR: U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Pacific Northwest Research Station. 73 pp.

Tortorelli, L.A. 1948. Antecedentes forestales de los últimos 50 años. Buenos Aires: Ministerio de Agricultura. 13 p. (Inédito).

Torrado, M. 2016. Food Regime Analysis in a Post Neoliberal Era: Argentina and the Expansion of Transgenic Soybeans. Journal of Agrarian Change, 16(4), 693-701.

Trillo, C., Arias Toledo B., Galetto L. S. Colantonio. 2010. Persistence of the Use of Medicinal Plants in Rural Communities of the Western Arid Chaco (Córdoba, Argentina). The Open Complementary Medicine Journal 2, 80-89.

Viglizzo, E.F., Jobbágy, E.G., Carreño, L., Frank, F.C., Aragón, R., De Oro, L., Salvador, V. 2009. Dynamics of cultivation and floods in arable lands of Central Argentina. Hydrology and Earth System Sciences 13(4), 491-502.

Wabo, E. 2011. Breve historia de la actividad forestal en la Argentina. MUNDO FORESTAL http://enriquewabo.blogspot.com/2011/10/breve-historia-de-la-actividad-forestal.html

Wadsworth, F.H., Zweede, J.C. 2006. Liberation: acceptable production of tropical forest timber. Forest Ecology and Management 233, 45–51.

Zarrilli, A. 2000. Transformación ecológica y precariedad económica en una economía marginal. El Gran Chaco argentino, 1890-1950. Revista THEOMAI. Trabajo presentado al XXII International Congress of the Latin American Studies Association, Miami, Florida. March 16-18, 2000



5

Beneficios e impactos de la promulgación de la ley n° 26.331, y factores de cambio que influyen sobre su implementación

Autores

Guillermo Martínez Pastur[1]; Tomás Schlichter[2]; Juan H. Gowda[3]; Alejandro Huertas Herrera[1]; Mónica Toro Manríquez[1]; María V. Lencinas[1]; Eduardo Manghi[4]; Silvia D. Matteucci[5]; Juan M. Cellini[6]; Pablo L. Peri[7].*

[1]Centro Austral de Investigaciones Científicas (CADIC), Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET), Argentina. [2]Facultad de Agronomía, Universidad de Buenos Aires (UBA). [3]Laboratorio de Ecotono, Universidad Nacional del Comahue (UNCOMA), Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET), Argentina. [4]Dirección Nacional de Bosques, Secretaría de Política Ambiental en Recursos Naturales, Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible de la Nación, Argentina. [5]Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET), Argentina. [6]Laboratorio de Investigaciones en Maderas (LIMAD), Universidad Nacional de La Plata (UNLP), Argentina. [7]Universidad Nacional de la Patagonia Austral (UNPA), Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria (INTA), Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET), Argentina.

*Autor de correspondencia: Centro Austral de Investigaciones Científicas (CADIC), Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET), Houssay 200, Ushuaia (9410) Tierra del Fuego, Argentina.

Resumen

La Argentina posee una enorme diversidad de paisajes y gradientes ambientales que favorecen el mantenimiento de una gran biodiversidad, con características regionales y de alto valor de conservación. Sin embargo, la pérdida de cobertura forestal asociada a factores naturales y antrópicos, que ha variado con el paso de los años, constituye la principal amenaza para el mantenimiento de dicha biodiversidad. En este marco se promulgó la Ley n° 26.331 de Presupuestos Mínimos de Protección Ambiental de los Bosques Nativos. Este capítulo describe los contenidos de dicha Ley, sus alcances y el impacto que ha tenido a lo largo de estos últimos años. Se analizan también los cambios en las coberturas forestales, discriminadas por provincias y prioridad de uso de los ordenamientos territoriales de los bosques nativos. Estos cambios (pérdidas y ganancias) se cuantificaron mediante imágenes satelitales, y se correlacionaron con la promulgación de la ley, así como las legislaciones provinciales asociadas.

Asimismo, se discute el uso de los pagos realizados en el marco de dicha legislación, y su impacto sobre el manejo y la conservación de los bosques nativos. Finalmente, se analizan las sinergias y conflictos de las actividades productivas que influyen en la persistencia de los bosques nativos, a través de análisis multivariados. Estos análisis permiten dimensionar la influencia de cada variable analizada sobre la pérdida de la cobertura forestal para cada provincia en general, y en particular de la evolución de los cultivos de soja. En general, la pérdida de cobertura forestal está asociada a la densidad poblacional, la actividad agropecuaria y la ganadería. Este capítulo permite dimensionar los impactos producidos por los conflictos que existen en el uso potencial del suelo, entre el bosque nativo y otras actividades productivas, así como cuantificar en forma efectiva los perjuicios y beneficios de la implementación de la ley n° 26.331. Asimismo, pone en evidencia la necesidad de promover programas de pago por prestación de servicios ambientales en el largo plazo. Se desprende la necesidad de establecer políticas regionales asociadas a los factores vinculados con la pérdida de cobertura forestal, en la búsqueda de alternativas de manejo sostenible que combinen propuestas económicas y de conservación.

5.1 Introducción

La diversidad de climas y ambientes que posee la Argentina genera espacios propicios para diferentes emprendimientos productivos, principalmente relacionados con actividades agropecuarias y forestales basadas en especies exóticas (p. ej. ganado, cultivos extensivos y plantaciones). Cuando los emprendimientos productivos se basan en los bienes y servicios que brindan los ecosistemas naturales, se pueden producir sinergias positivas que llevan a la conservación de dichos ambientes naturales, y que conducen a la búsqueda de propuestas de manejo sostenible. Sin embargo, la mayoría de las veces las propuestas productivas se contraponen con la persistencia de los ecosistemas naturales, generando conflictos y cambios en el uso del suelo (Luque *et al*., 2010). Esto genera alteraciones en las estructuras y ensambles de especies de los ecosistemas naturales, que culmina con la remoción de los mismos generando una artificialización el paisaje (p. ej. monocultivos de especies para producción agropecuaria o forestal). Recientemente, se han propuesto alternativas que combinan aspectos productivos y de conservación en una misma área (p. ej. Lindenmayer *et al*., 2012), sin embargo, esto no ha logrado detener la transformación de los ecosistemas naturales.

Estas sinergias y conflictos de uso del suelo generan profundas controversias en la sociedad, que por un lado reclama un bienestar basado en las actividades productivas (ej. servicios ecosistémicos de provisión) y por el otro, reclama los beneficios de otros servicios ecosistémicos (ej. servicios ecosistémicos de regulación, de soporte o culturales) así como la conservación de la biodiversidad (Martínez Pastur *et al*., 2017a, 2018; Turkelboom *et al*., 2018). Para solucionar estos reclamos y conflictos los Gobiernos establecen mecanismos de diálogo y normativas que tienden a fomentar la provisión de servicios ecosistémicos de regulación y la conservación de la biodiversidad (Saarikoski *et al*., 2018), por ejemplo, a partir de pagos por los servicios prestados a la sociedad (Engel *et al*., 2008; Zheng *et al*., 2013). En este contexto se promulga en la Argentina, la ley nacional n° 26.331 llamada de “Presupuestos mínimos de protección ambiental de los bosques nativos”, que implica muchos desafíos entre ellos: (i) las modificaciones en el manejo y cobertura del bosque propuestos por sus propietarios deben ser acompañados de una gran concientización social (p. ej. protección de los ambientes naturales clasificados como de alto valor de conservación), (ii) las modificaciones de las coberturas deben ser acompañados de un desarrollo de nuevas prácticas que se adecuen a la ley (ej. sistemas silvopastoriles en lugar de remoción del bosque e implantación de pasturas), (iii) las modificaciones de las coberturas implican importantes reestructuraciones administrativas que solo verán los beneficios en el mediano plazo, y (iv) las políticas a implementar deben sobrevivir a las diferentes administraciones nacionales y provinciales por lo que las propuestas tienen que ser sólidas y resilientes a los cambios socio-económicos a lo largo de los años.

Este capítulo presenta una breve descripción del proceso que llevó a la promulgación e implementación de la ley n° 26.331. Presenta además los cambios en las coberturas forestales ocurridos en los últimos años en el marco de la promulgación de la ley, así como de otras leyes provinciales asociadas, que regularon e implementaron la misma. También se presenta y discute el impacto que tuvo la ley al aportar fondos a los propietarios para el manejo y conservación de los bosques nativos, y también

las principales sinergias y conflictos de las actividades productivas que influyeron en la persistencia de la cobertura de los bosques nativos. Finalmente, describe las principales dificultades que se han encontrado en la aplicación de la ley a una escala nacional.

5.2 La Ley n° 26.331

La información disponible asociada a la superficie de bosque nativo de Argentina se corresponde al Censo Nacional Agropecuario del año 1937, en el cual se indicaba la existencia de unos 37,53 millones de hectáreas. A partir del Primer Inventario Nacional de Bosques Nativos de 1998 se dispuso por primera vez, a nivel nacional, regional y provincial de datos concretos de la superficie de bosque nativo, definido como áreas con una cobertura arbórea de especies nativas mayor al 20% y con árboles de más de 7 m de altura. A partir de esta información, la Autoridad Nacional de Aplicación (ANA) desarrolló un monitoreo de la superficie de bosques nativos abarcando diferentes períodos de tiempo (fig. 5.1). A fines de la década de 1990, la deforestación, en especial en la región del Chaco Seco o Semiárido se aceleró por razones que se explican más adelante. No obstante, cabe señalar que la pérdida de cobertura forestal representó un proceso casi continuo desde la colonización europea. Los bosques fueron concebidos, y en muchos casos lo son todavía, como una barrera para el desarrollo agropecuario o urbanístico del país y su remoción fue en muchos casos fomentada desde políticas públicas que incentivaban la expansión de la producción agropecuaria. Asimismo, la pérdida de la superficie de bosques nativos supuso la pérdida de diversidad biológica y de los servicios ambientales que provee, como así también el desplazamiento de comunidades locales, criollos o aborígenes, y la afectación de la calidad de vida de la población asociada a estos ecosistemas.

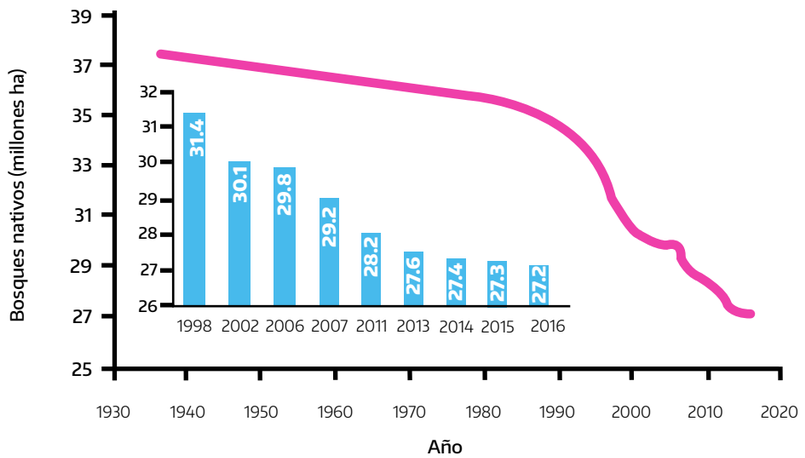


Figura 5.1. Superficie de bosque nativo entre 1998 y 2016. La línea fuxia muestra la evolución histórica de la cobertura de bosques, y las barras muestra el detalle entre los años 1998-2016. Fuente: Año 1998: Primer Inventario Nacional de Bosques Nativos - Proyecto Bosques Nativos y Áreas Protegidas - Secretaría de Ambiente y Desarrollo Sostenible/ Años 2002 al 2016: Unidad de Manejo del Sistema de Evaluación Forestal (UMSEF) - Dirección de Bosques - Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible, y Luque *et al.*, (2010).

Esta enorme pérdida de superficie boscosa generó una preocupación creciente de sectores de la población vinculados a la conservación del medioambiente. Los primeros borradores de la ley nacen en la Cámara de Diputados, como una iniciativa de Miguel Bonasso, periodista y escritor, que los presenta como una ley de protección de los bosques nativos, donde no existía el concepto de manejo sostenible sino sólo el que permitía la remoción o la protección estricta de la cobertura forestal. Varias ONGs ambientalistas se sumaron a este proceso, con denuncias y campañas sobre los desmontes excesivos. En este marco, se genera una discusión entre Greenpeace, la Asociación Forestal Argentina (AFoA), FundesNOA y Vida Silvestre, que inspirados en la Ley n° 13.771/48, reactivan ideas sobre el ordenamiento territorial, un fondo forestal y el manejo sostenible del bosque nativo. Este proceso permitió elaborar el texto de lo que terminaría siendo la Ley n° 26.331 de Presupuestos Mínimos de Protección Ambiental de los Bosques Nativos, que se sancionó en diciembre de 2007. Durante este proceso se suscitaron intensos debates, que condujeron a algunas modificaciones de la propuesta original, y que finalizó con su sanción. El desarrollo de la ley hasta su sanción posiblemente sea en parte responsable, como se explica más adelante, de algunos inconvenientes que se manifestaron en la aplicación de la normativa.

La sanción de la ley no surgió de un análisis de las relaciones de causales directas e indirectas de la deforestación de las principales regiones forestales. La discusión de la misma se realizó principalmente en ámbitos parlamentarios o institucionales y no estuvo precedida de mecanismos de consulta a los habitantes de bosques, poseedores de tierras con tenencia precaria, o propietarios de la tierra. Seguramente la urgencia en frenar los procesos de deforestación determinó la necesidad de manejarse con premura e intentar por medio de una nueva legislación disminuir las tasas de deforestación en el norte del país. Sin embargo, cabe destacar que la ley tardó en muchos años en aprobarse en aquellas provincias que más estaban siendo afectadas por las deforestaciones. De esta manera no se tuvo en cuenta, al proponer que las zonas de manejo debían destinarse al manejo forestal sostenible, que en muchas de las regiones forestales ni siquiera existen propuestas sólidas para este tipo de implementaciones silvícolas o que puedan significar un medio de vida en ausencia de la actividad ganadera u de algún tipo de agricultura. La definición de propuestas prácticas y concretas de manejo sostenible necesita de investigaciones de largo plazo, debiendo ser comprobadas en situaciones de campo y que se apliquen satisfactoriamente, desde puntos de vista económicos, sociales y ambientales. Asimismo, no se consideró la degradación existente por los usos pasados, ej. sobre-explotación maderera y posterior uso ganadero. Por otra parte, la falta de inversiones en sistemas más sofisticados de transformación de la madera y el consiguiente agregado de valor, no fue aparentemente tomada con la necesaria consideración al proponer el manejo forestal sostenible de muchos de estos bosques.

La ley establece los presupuestos mínimos de protección ambiental para el enriquecimiento, la restauración, conservación, aprovechamiento y manejos sostenible de los bosques nativos y de los servicios ambientales que los bosques brindan a la sociedad (MAyDS, 2017). Define sus objetivos en el Artículo 3º: (i) Promover la conservación mediante el Ordenamiento Territorial de los Bosques Nativos (OTBN) y la regulación de la expansión de la frontera agropecuaria y de cualquier otro cambio de uso del suelo. (ii) Implementar las medidas necesarias para regular y controlar la disminución de la superficie de bosques nativos existentes, tendiendo a

lograr una superficie perdurable en el tiempo. (iii) Mejorar y mantener los procesos ecológicos y culturales en los bosques nativos que beneficien a la sociedad. (iv) Hacer prevalecer los principios precautorio y preventivo, manteniendo bosques nativos cuyos beneficios ambientales o los daños ambientales que su ausencia generase, aún no puedan demostrarse con las técnicas disponibles en la actualidad. Y (v) fomentar las actividades de enriquecimiento, conservación, restauración mejoramiento y manejo sostenible de los bosques nativos.

La Ley establece la obligatoriedad de realizar un OTBN mediante un proceso participativo, suspende la posibilidad de autorizar desmontes hasta tanto se realice dicho proceso, dispone la obligación de realizar estudios de impacto ambiental y audiencias públicas para la autorización de desmontes, crea el Programa Nacional de Protección de los Bosques Nativos (PNPBN), y establece que toda intervención en el bosque nativo debe encontrarse sujeta a un Plan de Conservación o de Manejo Sostenible (MAyDS, 2017). La ley define como ANA al Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible de la Nación, y como autoridades locales a los organismos que cada provincia designe para su implementación (Artículo 10°). Además, crea tres instrumentos centrales para dar cumplimiento a los objetivos antes mencionados, uno destinado a la búsqueda de consensos sobre la valorización ambiental de los bosques como son los OTBN (Artículo 6°), y dos destinados a la compensación y fomento de las actividades en los bosques, como son el Programa Nacional de Protección de los Bosques Nativos (PNPBN) (Artículo 12°) y el Fondo Nacional para el Enriquecimiento y la Conservación de los Bosques Nativos (FNECBN) (Artículo 30°).En primer lugar establece en su artículo 6° que "a través de un proceso participativo, cada jurisdicción deberá realizar el Ordenamiento de los Bosques Nativos existentes en su territorio", para lo cual establece y define 10 criterios de sustentabilidad y 3 categorías de bosques según su valor de conservación. Esta herramienta técnico-política establece que, mediante un proceso de negociación progresivo y dinámico, cada jurisdicción definirá la vocación de uso y la valoración ambiental de sus bosques nativos mediante la categorización de los mismos. En segundo lugar, el Artículo 12° define los objetivos del PNPBN: (i) promover, en el marco del OTBN, el manejo sostenible de los bosques nativos de Categoría II y III mediante el establecimiento de criterios e indicadores de manejo sostenible ajustados para cada ambiente y jurisdicción; (ii) impulsar las medidas necesarias para garantizar que el aprovechamiento de los bosques nativos sea sostenible, considerando a las comunidades indígenas originarias que los habitan o dependan de ellos, procurando la minimización de los efectos ambientales negativos; (iii) fomentar la creación y mantenimiento de reservas forestales suficientes y funcionales, por cada eco-región forestal del territorio nacional, a fin de evitar efectos ecológicos adversos y pérdida de servicios ambientales estratégicos; (iv) promover planes de reforestación y restauración ecológica de los bosques nativos degradados; (v) mantener actualizada la información sobre la superficie cubierta por bosques nativos y su estado de conservación; (vi) brindar a las autoridades de aplicación de las distintas jurisdicciones, las capacidades técnicas para formular, monitorear, fiscalizar y evaluar los planes de manejo sostenibles, de acuerdo a los criterios de sustentabilidad, donde la asistencia estará dirigida a mejorar la capacidad del personal técnico y auxiliar, mejorar el equipamiento de campo y gabinete y el acceso a nuevas tecnologías de control y seguimiento, promover la cooperación y uniformización de información entre instituciones equivalentes de las diferentes jurisdicciones entre sí y con la ANA; y (vii) promover la aplicación de medidas de conservación, restauración, aprovechamiento y ordenamiento. El PNPBN debe ser formulado y consensuado en el marco del Consejo Federal de Medio Ambiente y ejecutado por el Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible, como ANA.Por último, en su Artículo 30°, la ley define que el FNECBN es creado con el "objeto de compensar a las jurisdicciones que conservan los bosques nativos, por los servicios ambientales que éstos brindan". En el Artículo 31° define la conformación del Fondo y establece que: (i) las partidas presupuestarias que le sean anualmente asignadas a fin de dar cumplimiento a la presente ley, las que no podrán ser inferiores al 0,3% del presupuesto nacional; (ii) El 2% del total de la retenciones a las exportaciones de productos primarios y secundarios provenientes de la agricultura, ganadería y sector forestal, correspondientes al año anterior del ejercicio en consideración; (iii) los préstamos y/o subsidios que específicamente sean otorgados por organismos nacionales e Internacionales; (iv) donaciones y legados; (v) todo otro aporte destinado al cumplimiento de programas a cargo del mismo; (vi) el producido de la venta de publicaciones o de otro tipo de servicios relacionados con el sector forestal; y (vii) los recursos no utilizados provenientes de ejercicios anteriores. Dicho fondo deberá ser aplicado por las jurisdicciones, tanto en su fortalecimiento institucional (30%) como para compensar a los titulares de las tierras en cuya superficie se conservan bosques (70%). De manera complementaria mediante resoluciones consensuadas por las autoridades de aplicación, en el marco del Consejo Federal de Medio Ambiente (COFEMA), se definieron las pautas y parámetros para el reconocimiento y mapeo de bosques (Resolución COFEMA n º230), los procedimientos de actualización de los OTBN (Resolución COFEMA nº 236) y las reglamentaciones para la intervención de los bosques nativos (Resolución COFEMA nº 277). Finalmente, la Ley fue reglamentada mediante el Decreto del Poder Ejecutivo Nacional n° 91 en febrero de 2009, más de un año después de haber sido sancionada.

5.3 Significados de los ordenamientos territoriales de los bosques nativos (OTBN)

El Capítulo 2 de la ley y su decreto reglamentario, definen conceptos, plazos, criterios y acciones respecto de los OTBN que las jurisdicciones deben cumplir luego de aprobarse por ley provincial y ser acreditado por la ANA. Como primera medida se definió un plazo de un año para que las jurisdicciones ordenaran sus bosques nativos (Artículo 6°), según los criterios establecidos y mediante la categorización de los mismos. Además, en el decreto reglamentario se estableció un plazo de 5 años como máximo para actualizar los OTBN. Más allá de los plazos establecidos y dada la complejidad de los procesos participativos que debieron llevarse adelante, pocas provincias pudieron cumplir a tiempo con el ordenamiento de sus bosques y sus consiguientes actualizaciones. La primer provincia en legislar su ordenamiento fue Salta, el 16 de diciembre de 2008 y la última fue Buenos Aires que sanciono su ley el 21 de diciembre de 2016 (tabla 5.1). Si bien actualmente las 23 provincias cuentan con leyes de OTBN, algunas provincias aún no han sido acreditadas por la ANA por motivos técnicos no resueltos (MAyDS, 2017).

La superficie de bosque, la vinculación con otras comunidades naturales, la vinculación con áreas protegidas existentes e integración regional, la existencia de valores biológicos sobresalientes, la conectividad entre ecorregiones, el estado de

conservación, el potencial forestal, el potencial de sustentabilidad agrícola, el potencial de conservación de cuencas, el valor que las comunidades indígenas y campesinas dan a las áreas boscosas, fueron los criterios definidos en la ley para categorizar los bosques. La valoración y ponderación que la sociedad realizó de los mencionados criterios en los procesos participativos constituidos por talleres públicos, definieron el valor de conservación de los bosques para cada jurisdicción. Como resultado de dicha valoración se definen tres grandes categorías (Artículo 9°): (i) Categoría I (rojo) son sectores de muy alto valor de conservación que no deben transformarse. Esta categoría debe incluir áreas que, por sus ubicaciones relativas a reservas, su valor de conectividad, la presencia de valores biológicos sobresalientes y/o la protección de cuencas que ejercen, ameritan su persistencia como bosque a perpetuidad, aunque estos sectores puedan ser hábitat de comunidades indígenas y ser objeto de investigación científica. (ii) Categoría II (amarillo) son sectores de mediano valor de conservación, que pueden estar degradados pero que a juicio de la autoridad de aplicación jurisdiccional con la implementación de actividades de restauración pueden tener un valor alto de conservación y que podrán ser sometidos a los siguientes usos: aprovechamiento sostenible, turismo, recolección e investigación científica. (iii) Categoría III (verde) son sectores de bajo valor de conservación que pueden transformarse parcialmente o en su totalidad aunque dentro de los criterios establecidos por la presente ley. El resultado de los procesos de ordenamiento alcanzó a 53.654.545 hectáreas de bosques declaradas por todas las jurisdicciones (fig. 5.2), de las cuales 10.470.276 hectáreas (19%) fueron categorizadas como de alto valor de conservación (Categoría I), 32.645.930 hectáreas (61%) como de aptitud para manejo sostenible (Categoría II) y 10.538.339 hectáreas (20%) como de bajo valor de conservación (Categoría III) (MAyDS, 2017). De los resultados obtenidos se destaca que el 81% de la superficie cubierta por bosques nativos fuera declarada como apta para ser incorporada a la matriz productiva del país, lo que constituye el desafío más importante que enfrenta la ley actualmente.

En el marco del Art. 33 de la Ley n° 26.331 las provincias remitieron a la Nación la documentación correspondiente para la acreditación de los OTBN (tabla 5.1 y fig. 5.2). Este ordenamiento fue realizado por todas las provincias en un período extenso de tiempo que fue desde 2009 a 2016. Asimismo, la ley establece que debe generarse un proceso de actualización y ajuste progresivo de los OTBN provinciales, los que comenzaron a realizarse a partir de 2015. El momento de sanción de la ley, y su reglamentación representan un hito para los bosques nativos y aquellos que se benefician de los servicios ecosistémicos directos e indirectos (p. ej. Gowda y Scarpa, 2006, 2008; Gowda, 2013; Martínez Pastur *et al.*, 2018); pero también representan una amenaza para aquellos que se benefician directamente del desmonte del bosque nativo (p. ej. agricultura intensiva). Sin embargo, la ley también representa una oportunidad de la obtención de fondos nacionales para las provincias, tanto para el fortalecimiento de las instituciones de gestión relacionadas con el bosque nativo, como para financiar parcialmente acciones de manejo sostenible y conservación en predios públicos y privados.

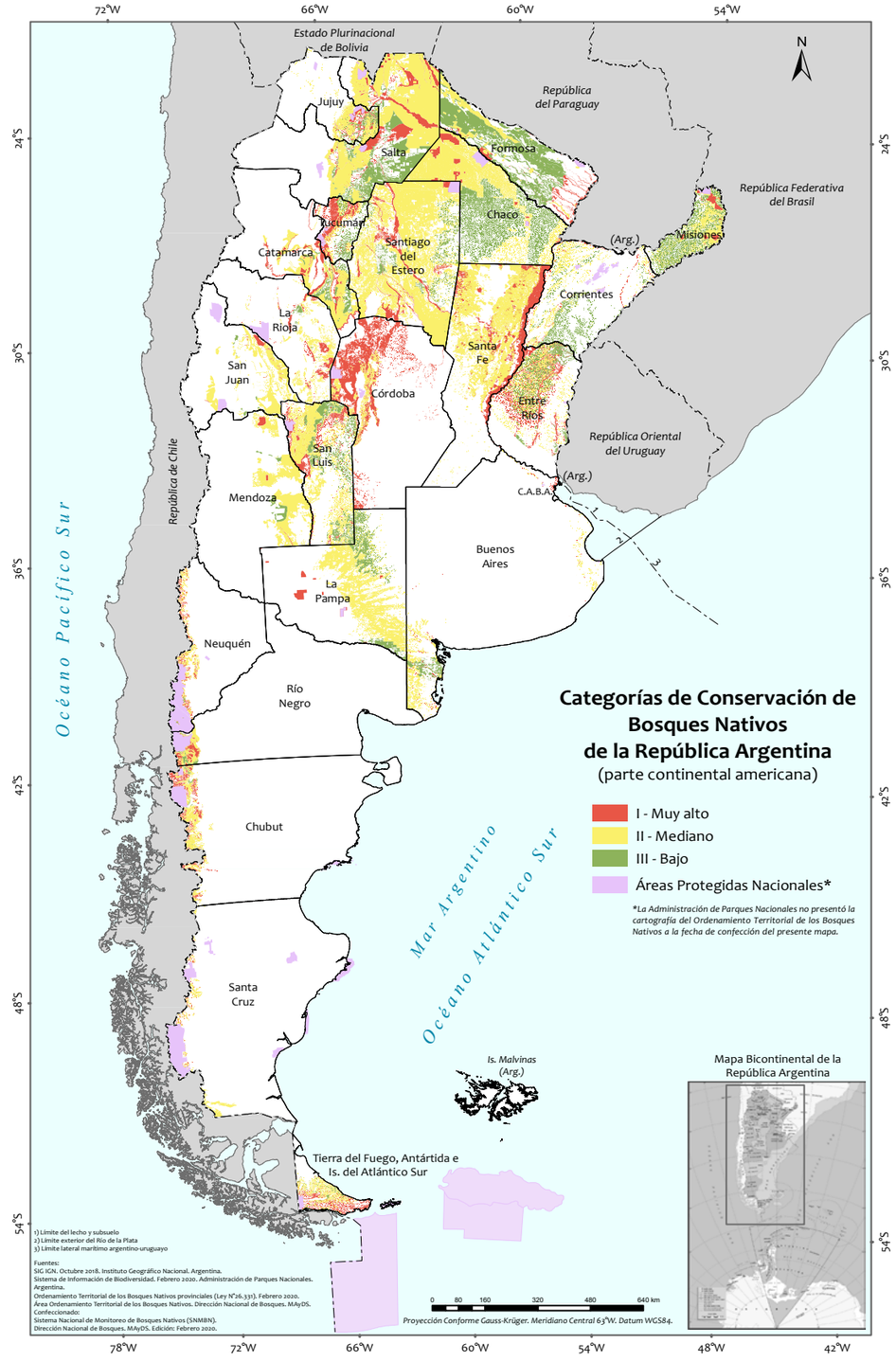


Figura 5.2. Ordenamiento Territorial de los Bosques Nativos (OTBN) propuesto para la Argentina de acuerdo a la información y legislación provista por las provincias (tabla 5.1).

Tabla 5.1. Normativa de aprobación y actualización de los Ordenamientos Territoriales de Bosques Nativos de cada provincia (MAyDS, 2017).

Provincia	Ley provincial	Sanción	Actualización	Sanción
Buenos Aires	14888	21/12/16		
Catamarca	5311	09/09/10		
Chaco	6409	24/09/09		
Chubut	XVII-92	17/06/10		
Córdoba	9814	05/08/10		
Corrientes	5974	26/05/10		
Entre Ríos	10284	28/03/14		
Formosa	1552	09/06/10		
Jujuy	5676	14/04/11		
La Pampa	2624	16/06/11		
La Rioja	9711	01/09/15		
Mendoza	8195	14/07/10		
Misiones	105	02/09/10		
Neuquén	2780	09/11/11		
Río Negro	4552	08/07/10		
Salta	7543	16/12/08		
San Juan	8174	11/11/10	1439-L	18/07/16
San Luis	IX-0697-2009	16/12/09		
Santa Cruz	3142	17/08/10		
Santa Fe	13372	11/12/13		
Santiago del Estero	6942	17/03/09	3133	23/12/15
Tierra del Fuego	869/12	25/04/12		

5.4 Cambios en la cobertura forestal de la Argentina en el marco de la implementación de la ley n° 26.331

Para poder entender los alcances de la ley y los resultados obtenidos a partir de la misma, es necesario analizar los cambios en la cobertura forestal. En este sentido, el objetivo de este apartado es analizar la evolución de la cobertura boscosa (período 2000-2016) por región forestal y provincia, en el marco de los OTBN presentados por las provincias. Para ello, se realizaron distintos análisis en una plataforma de sistema de información geográfica (SIG) a partir de productos disponibles en la red, o que fueron facilitados por las provincias o el Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible de la Nación (tabla 5.2). Estos mapas rásters y vectoriales fueron llevados a coordenadas del Sistema Geodésico Mundial 1984 (WGS 84). El vector de regiones administrativas de Argentina se utilizó como referencia para recortar los archivos en una misma geometría. Esto permitió resolver la problemática de polígonos superpuestos. Posteriormente, todos los productos fueron convertidos a formato ráster con una resolución espacial de ~30 m (1 arc-segundo), con el objetivo de combinar todas las variables en una misma unidad (pixel a pixel y año a año). Para realizar la combinación de las variables fue necesario recortar cada uno de los rásters considerando el perímetro de cada una de las provincias administrativas y/o regiones forestales a través de la herramienta Combine de ArcGis 10.3 (ESRI, 2011) (1 ráster de regiones forestales x 1 ráster de OTBN x 1 ráster de cuerpos de agua y cobertura forestal x 1 ráster de pérdida y ganancia de cobertura forestal x 24 provincias administrativas).Esto se hizo con el objetivo de que los geo-procesos fueran operativos (o sea, que culminaran sin error) y poder extraer los millones de datos interceptados en una planilla de cálculo para los subsecuentes análisis.

A escala de país se observa una caída sostenida de la cobertura forestal para el período analizado, de 42,48 a 37,70 millones de hectáreas (Fig.5.3A). Si analizamos los balances y patrones de ganancias y pérdidas de cobertura forestal podemos observar que las magnitudes y tasas son disímiles. Por un lado, las tasas de ganancia varían entre 240 y 450 $km^2.año^{-1}$, mientras que las de pérdidas varían entre 1000 y 5750 $km^2.año^{-1}$. Las ganancias de coberturas forestales se asocian a recuperaciones del bosque nativo frente a disturbios naturales (p. ej. volteos de viento) o de origen antrópico directo (p. ej. crecimiento de la regeneración o de una comunidad forestal secundaria luego de un aprovechamiento) o indirecto (p. ej. incendios), pero también representan cambios en coberturas debidas a plantaciones forestales con destino comercial u otros fines (p. ej. cortinas cortavientos). Es importante considerar dentro de cada región forestal o provincia estas particularidades a la hora de analizar los datos aquí presentados, refiriendo los mismos a las magnitudes de cambio esperadas (p. ej. superficies intervenidas en plantaciones), las que muchas veces son insignificantes frente a los bosques nativos de cada área considerada.

La ganancia de cobertura forestal mantuvo una tasa aproximada de 400 $km^2.año^{-1}$ para el período 2000-2016, con una caída en los años 2009-2012, que podría ser explicado por variaciones en la superficie de cosecha de las plantaciones forestales. Cabe mencionar que las ganancias de superficie forestal debidas a plantaciones forestales con especies exóticas no representa una compensación para la pérdida de la mayoría de los servicios ecosistémicos resultado de la deforestación de los bosques nativos, ej. puede aumentar el volumen de cosecha de madera para usos industriales (madera aserrada, madera para pulpa) pero generalmente decrece en el resto de los servicios ambientales. Asimismo el término deforestación se aplica únicamente a la remoción de bosques nativos, mientras que la tala de plantaciones se denomina en general cosecha. En contraposición la pérdida de cobertura presentó tasas variables observándose un incremento sostenido desde el 2000 al 2008, momento en que se promulgó la ley n° 26.331, relacionándose esta pérdida a la necesidad expresa de la sociedad de contar con un instrumento legal que pusiera un freno a la expansión de la frontera agropecuaria sobre el bosque nativo. El máximo de deforestación se alcanzó al momento de promulgada la ley (5756,7 $km^2.año^{-1}$), y si bien las tasas de pérdida de cobertura forestal siguen descendiendo hasta el año 2016, las mismas no se han detenido ni han alcanzado los niveles mínimos observados en 2002 (fig.5.3B).

Tabla 5.2. **Productos empleados para los análisis en el sistema de información geográfica.**

Variable	Fuente	Formato	Tipo de variable
Regiones administrativas	Regiones adhttp://www.ign.gob.ar	Vectorial	Categoría
Regiones forestalesVectorial	Digitalizado: http://leydebosques.org.ar	Vectorial	Categoría
OTBN	Provincias argentinas (Ley 26.331/07)	Vectorial	Categoría
Cuerpos de agua y cobertura forestal	https://earthenginepartners.appspot.com	Ráster	Binaria (agua-no agua, Bosque-no bosque)
Pérdida y ganancia de cubierta forestal	https://earthenginepartners.appspot.com	Ráster	Categoría

Otra forma de analizar el impacto de la ley n° 26.331 y la implementación del OTBN es a través de la participación porcentual de las distintas categorías (verde-amarillo-rojo de acuerdo con su valor de conservación) en la pérdida anual de cobertura forestal. En este último caso, solo se consideraron aquellas pérdidas de bosques ocurridas dentro de los OTBN informados por las provincias (p. ej. no se incluyen plantaciones ni bosques nativos que no han ingresado en el OTBN como los de la Isla de los Estados en el caso de Tierra del Fuego). La mayor pérdida porcentual de cobertura de los bosques nativos (fig.5.3C) se observa en las categorías amarilla (42 a 56%) y verde (26 al 51%), comparada con la categoría roja (4 al 18%). La promulgación de la ley n° 26.331 no ha modificado las tasas de pérdida de bosques de categoría amarilla, observándose un aumento de las tasas de la categoría verde, y una declinación de la categoría roja para el período 2000-2011, seguida de un aumento para el período 2011-2016. Esto muestra una reacomodación de las áreas donde se pueden realizar remociones totales de las coberturas forestales (categoría verde) o parciales (categoría amarilla). Cabe destacar que las cosechas de bosques o la implementación de propuestas silvícolas agresivas (ej.cortas de regeneración en bosques patagónicos) pueden aparecer temporalmente como pérdidas de bosques en las estimaciones realizadas mediante el presente análisis. Otras cortas que también reducen fuertemente las coberturas (ej. reducción de coberturas para uso pastoril) pueden recuperar la cobertura con el tiempo, o si son muy intensas como las propuestas para algunos bosques de Chaco y Formosa, seguir perdiendo cobertura por volteos de viento o decaimiento de los árboles remanentes. Por otra parte, cabe destacar que la pérdida de bosques nativos categorizados como rojo puede deberse, como se dijo anteriormente a fenómenos asociados a impactos naturales o antrópicos (p. ej. incendios). Sin embargo, más allá de estas consideraciones, se observa que la implementación de la ley n° 26.331 no ha logrado disminuir las tasas de pérdida de cobertura de bosques nativos en los bosques de alto valor de conservación (categoría roja), aunque si disminuir las tasas respecto de los valores observados en 2000-2004.

Estas tendencias y magnitudes cambian cuando se consideran las diferentes regiones forestales propuestas por la UMSEF (2014) (fig.5.4 y 5.5). En este análisis se consideraron también aquellas coberturas forestales que se encuentran fuera de estas áreas propuestas (aproximadamente 11 mil km²). Los bosques Andino-Patagónicos presentan pérdidas de coberturas anuales que rondan los 20-40 km². $año^{-1}$, con algunos máximos (años 2011-2012 y 2014-2015) que podrían relacionarse, entre otras cosas, a eventos de fuego u otros fenómenos naturales (ej. volteos masivos de viento o erupciones volcánicas). Mientras que las ganancias alcanzan valores muy inferiores (10-20 km². $año^{-1}$) pudiendo relacionarse a que los tiempos de recuperación en los impactos suelen incluir largos períodos de tiempo (ej. son necesarios 20-30 años para que la regeneración de un bosque aprovechado alcance los 5 m de altura) (Martínez Pastur *et al*., 2011, 2017b). Las pérdidas en bosques categorizados como verde son escasas ya que son muy bajas las superficies clasificadas como tales en los OTBN, mientras que las mismas se reparten casi igualitariamente entre bosques en amarillo y rojo. Muchas veces las pérdidas en bosques de alto valor de conservación se relacionan con incendios, en su mayoría de origen antrópico, que afectan áreas fuera de las zonas de usos habilitados para diferentes fines comerciales y/o de recreación.

La región del Espinal presenta importantes ganancias de cobertura forestal que a veces supera la pérdida de bosques (p. ej. período 2000-2003 o 2014-2016) rondando los 90-175 km².$año^{-1}$. Sin embargo, las pérdidas mostraron una tendencia creciente desde el 2000 al 2014, presentando una disminución de las tasas de deforestación recién durante los últimos años. Esta pérdida de cobertura forestal varía de acuerdo con la categoría considerada: (i) contrariamente a lo esperado, la pérdida de bosques clasificados en verde disminuyen luego de la sanción de la ley n° 26.331, (ii) la remoción de cobertura forestal en bosques categorizados como amarillos aumenta luego de la sanción de la ley, y (iii) no se observa un cambio de tendencia en la tasa de deforestación de bosques en rojo.

La región del Monte también presenta incrementos superiores a las pérdidas, salvo en tres de los períodos analizados (6 a 7 km².$año^{-1}$), con un aumento en los últimos años (2012-2016). Las pérdidas de cobertura son muy variables (2 a 12 km².W-1), con dos fuertes máximos observados en 2004-2005 y 2012-2014. Al considerar las categorizaciones del OTBN, se observa un aumento de la deforestación en los bosques categorizados en rojo, una declinación en los bosques verdes y una tasa similar de deforestación en los bosques en amarillo, donde no pareciera que la sanción de ley n° 26.331 influyera significativamente.

La región del Parque Chaqueño presenta escasas tasas de ganancia de cobertura forestal (55 a 90 km².$año^{-1}$) si las comparamos con las tasas de deforestación que alcanzaron su máximo durante la discusión, sanción y primeros años de implementación de la ley n° 26.331 (2000 a 4000 km².$año^{-1}$). Esta tasa de deforestación disminuyó en los últimos años (2013-2016), pero sin alcanzar el mínimo observado en 2001-2002. De acuerdo con la categorización del OTBN, y de acuerdo con lo esperado, se observa un aumento de la tasa de deforestación en bosques categorizados como verde, una tasa constante de pérdida en bosques en amarillo,

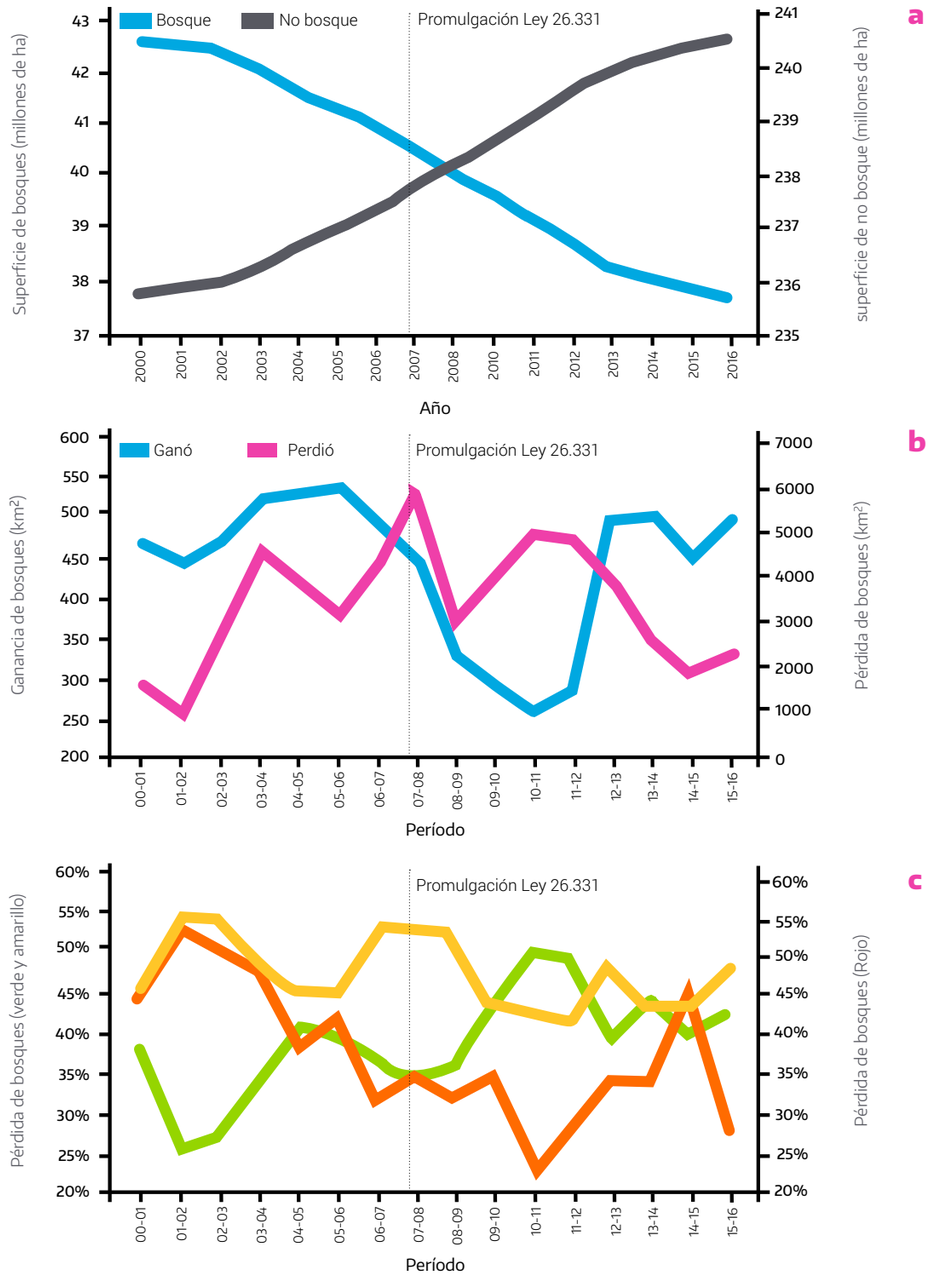


Figura 5.3. Cambios en: (A) la cobertura forestal en la Argentina (período 2000-2016), (B) considerando la ganancia y pérdida de bosques (km².año-1), y (C) porcentaje de pérdida en cada categoría del OTBN a nivel de país.

y una disminución de bosques en rojo. Sin embargo, la implementación de la ley no detuvo la deforestación en las áreas prioritarias para la conservación (promedio del 6% de los bosques con pérdida de cobertura en bosques en rojo desde la sanción de la ley n° 26.331, lo que representa más de 150 km².año^{-1}).

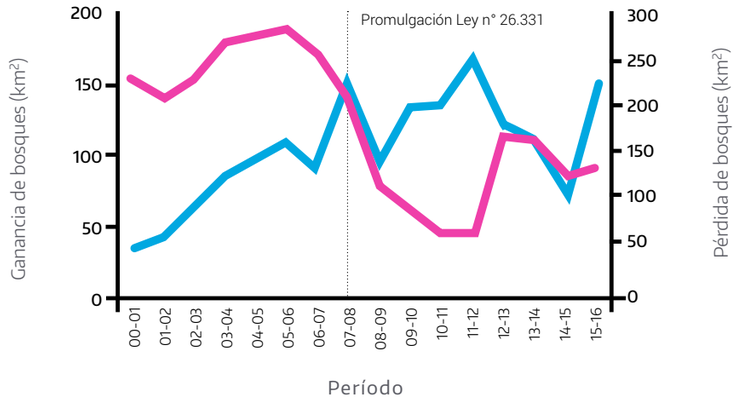
La región de la Selva Misionera presenta grandes incrementos en la superficie boscosa (45 a 190 km².año^{-1}), superando ampliamente a las pérdidas (50 a 260 km².año^{-1}) para el período 2000-2007, a partir del cual la pérdida supera a las ganancias. Más allá de estas consideraciones, la tendencia a la pérdida de cobertura forestal se incrementa con el tiempo. Esto está influenciado por las plantaciones forestales de especies exóticas (ej. *Pinus* que representa un 80% o *Eucalyptus* que representa un 7% de las plantaciones que ocupan cerca de 3700 km²) (Izquierdo *et al.*, 2008). Esto contrasta con las anteriores causas de deforestación para la región, donde buen parte se debió al establecimiento de colonias agrícolas o a la agricultura migratoria. Al considerar las categorizaciones del OTBN no se observan grandes cambios para el período analizado entre las tres categorías, no observándose ni cambios en las tendencias ni magnitudes que puedan ser relacionadas con la sanción de la ley n° 26.331.

La región de la Selva Tucumana Boliviana presenta pequeñas ganancias en las coberturas forestales (10-20 km².año^{-1}) respecto de las tasas de deforestación observadas (125-926 km².año^{-1}). Las tasas de deforestación se han mantenido constantes durante la discusión, sanción y primeros años de implementación de la ley n° 26.331, pero se observa un máximo en el período 2007-2008, que podría relacionarse con un aumento en la remoción de bosques debido a la cercanía del momento de sanción de la ley. Si bien en los últimos años (2014-2016) se ha observado una tendencia a la baja de la deforestación, alcanzando las tasas del 2000-2002, la misma representa enormes superficies de bosque si la comparamos con otras regiones forestales (120-140 km².año^{-1}).

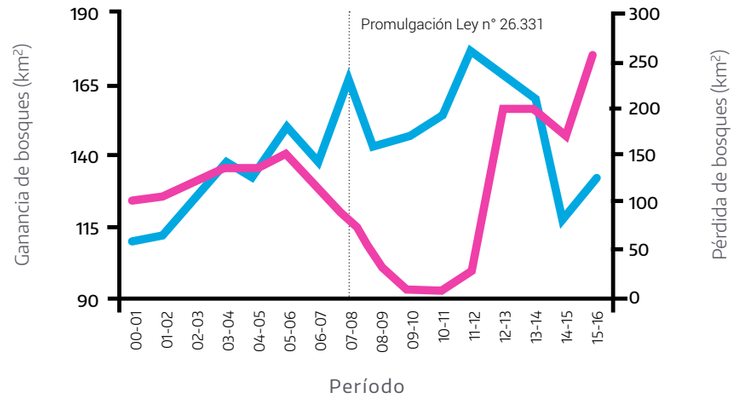
Los bosques no considerados dentro de las regiones forestales definidas por la UMSEF (2014) incluyen desde bosques nativos de alto valor de conservación (ej. talares en la Provincia de Buenos Aires) hasta plantaciones o bosques de protección (ej. cascos y cortinas cortavientos en establecimientos agropecuarios). Las tasas de ganancia (10 a 13 km².año^{-1}) y pérdida (15 a 40 km².año^{-1}) mantienen valores similares durante la discusión, sanción y primeros años de implementación de la ley n° 26.331, pero se incrementan en períodos siguientes llegando las tasas de deforestación a más de 250 km².año^{-1} Las categorizaciones de OTBN en las provincias fuera de las regiones forestales son muy variables a lo largo de los períodos, observando: (i) un aumento en las áreas categorizadas como verde, (ii) una disminución en los bosques en amarillo, y (iii) tasas variables de los bosques en rojo, que en algunos casos llega al 47% de lo deforestado para el período considerado.

Lo antes descripto a nivel de país y a nivel de regiones forestales (UMSEF, 2014), mantiene las mismas tendencias y magnitudes cuando se consideran las diferentes provincias. Sin embargo, un análisis detallado por provincia es de interés, ya que pone en evidencia particularidades que se relacionan con la implementación de políticas o a determinadas economías regionales o realidades sociales contrastantes.

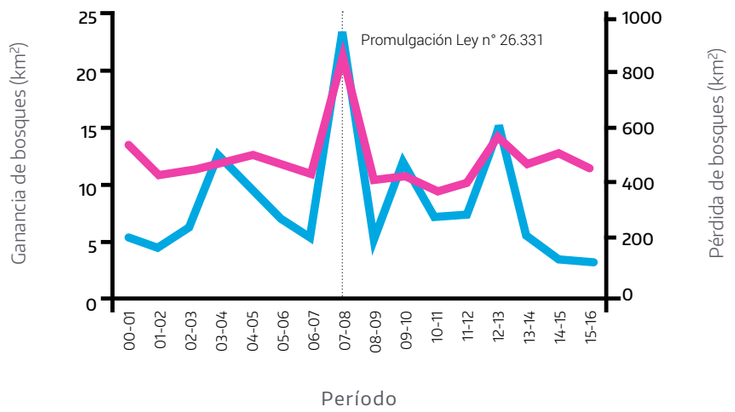
Selva Misionera



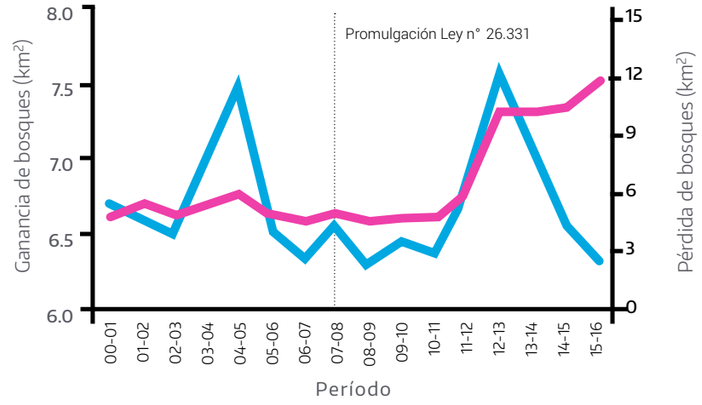
Espinal



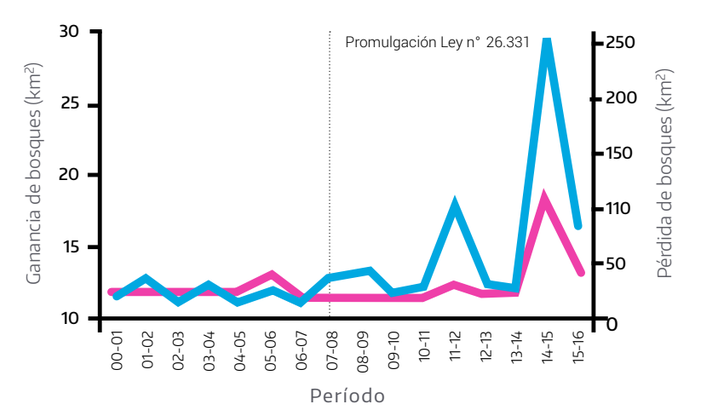
Selva Tucumano Boliviana



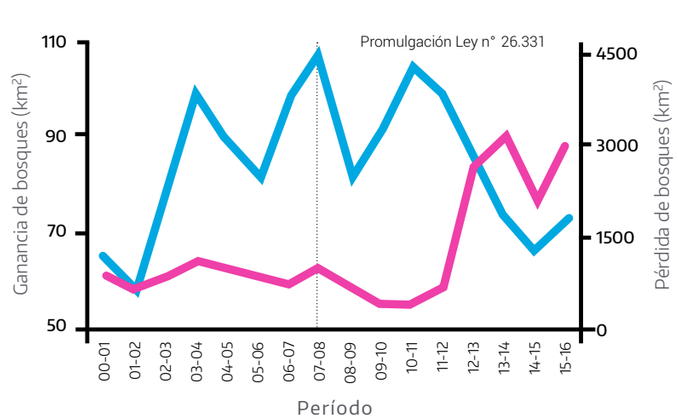
Monte



Bosque Andino Patagónico



Parque Chaqueño



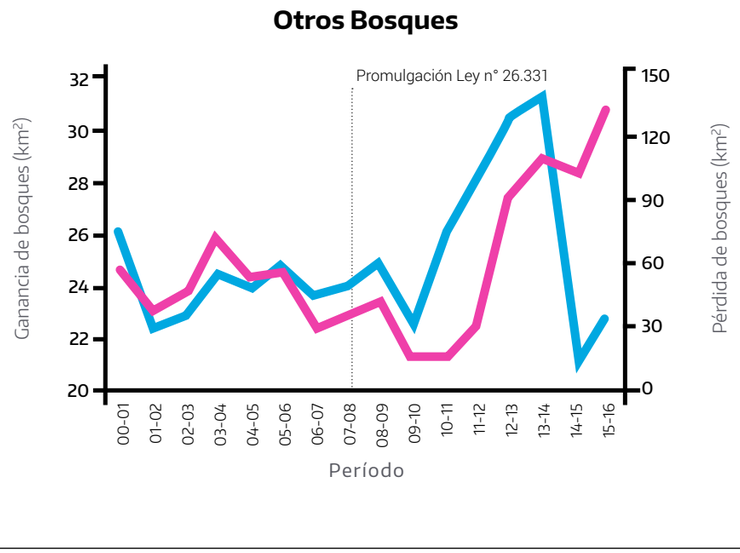
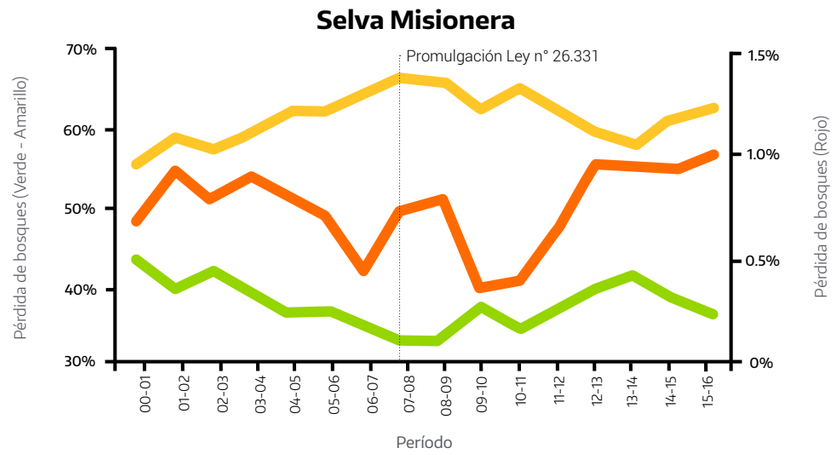
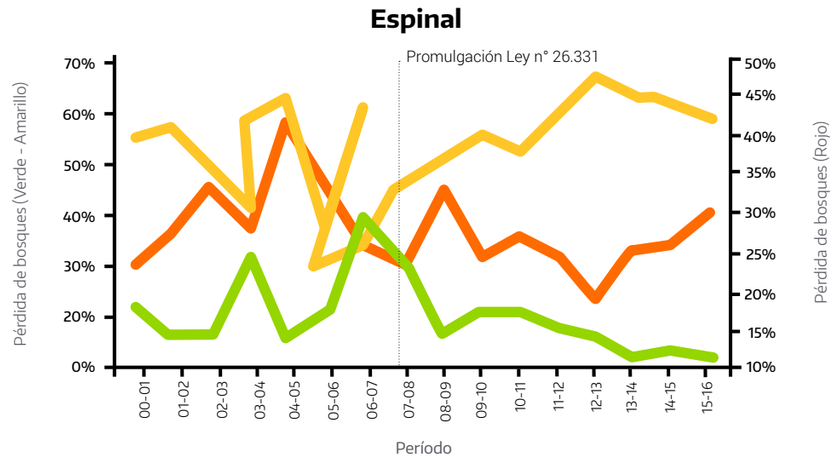


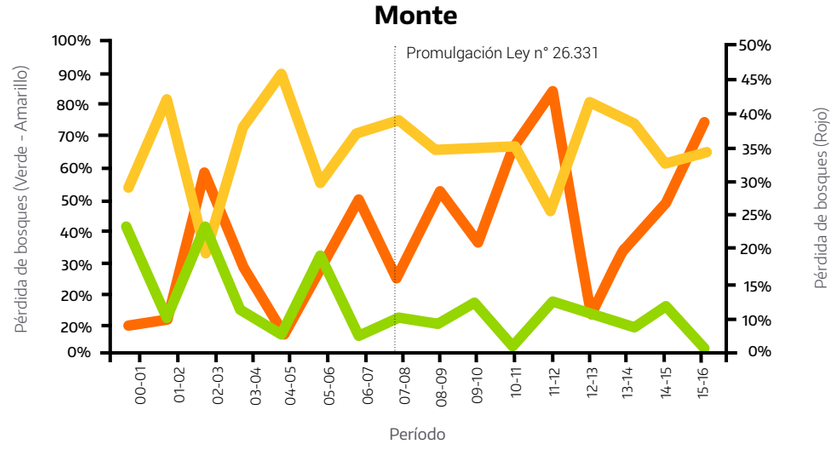
Figura 5. 4. Ganancia y pérdida de cobertura de bosques (km².año^{-1}) por regiones forestales (UMSEF, 2014) en la Argentina (período 2000-2016), considerando como un grupo aparte aquellos bosques no incluidos en las mismas.

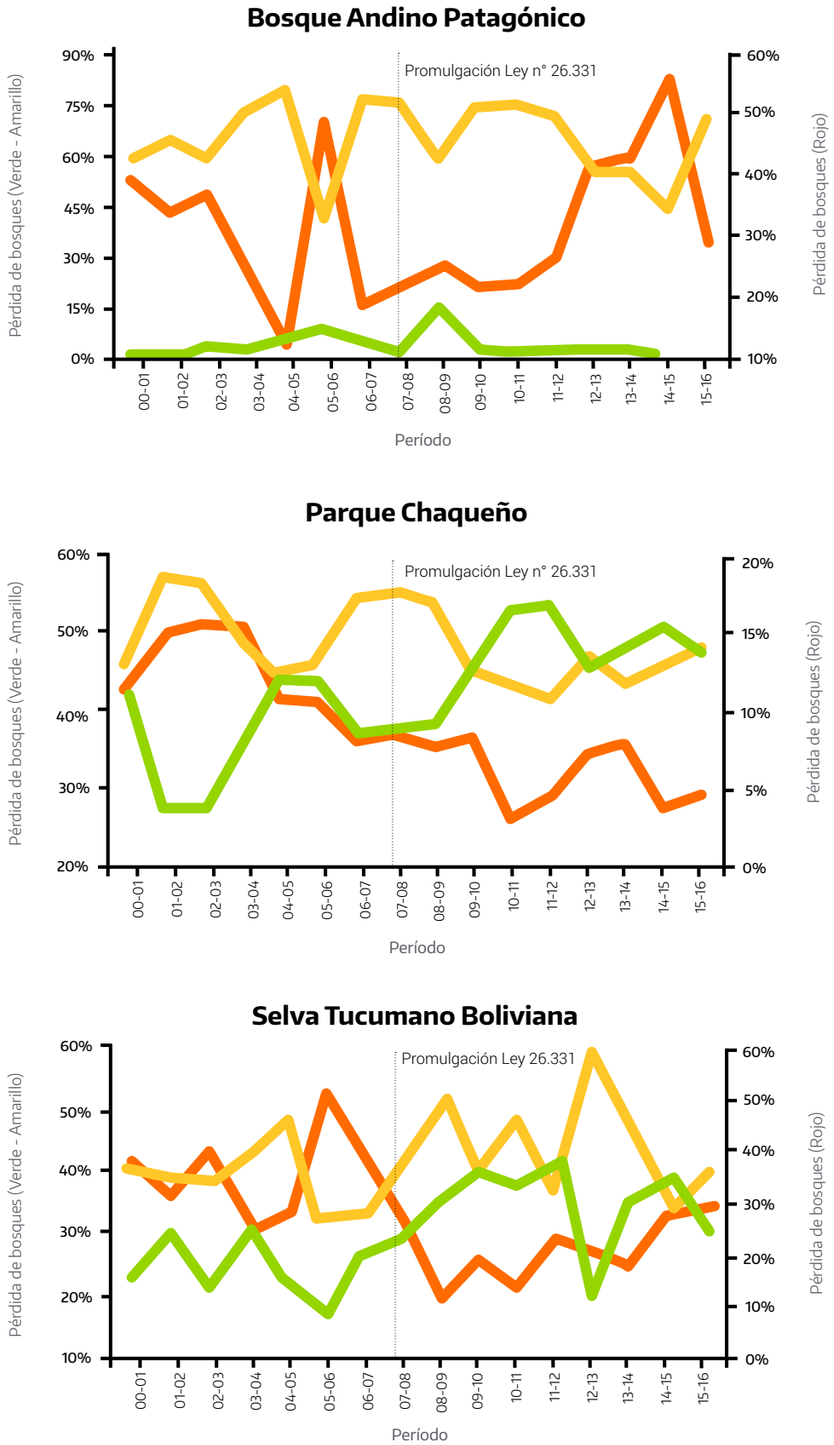
En las provincias del sur del país (Neuquén, Río Negro, Chubut, Santa Cruz y Tierra del Fuego) la ganancia de bosques es muy escasa (<0,13% respecto del total de bosques de cada provincia) (tabla 5.3). De igual modo, las tasas de pérdida son por lo general inferiores al 0,15% (tabla 5.4), salvo excepciones que se relacionan mayormente con eventos de fuego que afectaron grandes superficies de bosques, por ejemplo: (i) en Neuquén 20 km² para el período 2013-2014 (0,21% de los bosques); (ii) en Río Negro 12 km² para los períodos 2001-2002 y 2011-2012 (0,24% de los bosques); (iii) en Chubut los tres eventos más grandes correspondieron a los períodos 2014-2015 (243 km², 2,59% de los bosques), 2011-2012 (28 km², 0,30% de los bosques) y 2012-2013 (20 km², 0,21% de los bosques); (iv) en Santa Cruz con 37 km² para el período 2011-2012 (1,13% de los bosques); y (v) en Tierra del Fuego es llamativo el período 2007-2012 con tasas de pérdidas de13 a 23 km².año^{-1}, que representan 0,13% a 0,22% de los bosques.

En las provincias del centro del país (Mendoza, San Luis, San Juan, La Pampa, Buenos Aires y Córdoba) la ganancia de bosques rara vez supera el 0,13% respecto del total de bosques de cada provincia, con excepción de Buenos Aires que ronda el 0,24-0,35% (tabla 5.5). Sin embargo, las tasas de pérdida de bosques son variables de acuerdo con la provincia considerada (Tabla 5.6). En Mendoza las tasas de pérdida anuales son cercanas a 1,0 km².año^{-1}, salvo para 2012-2013 que llegaron a 2,35 km² (0,31% respecto del total de bosques de la provincia). San Luis presenta importantes tasas de pérdida de cobertura forestal llegando en algunos años a más del 6% del total de bosques, ej. 2007-2008, año de promulgación de la ley nacional n° 26.331, y 2009-2010, año de la promulgación de la ley provincial n° IX-0697-2009. En San Juan, las









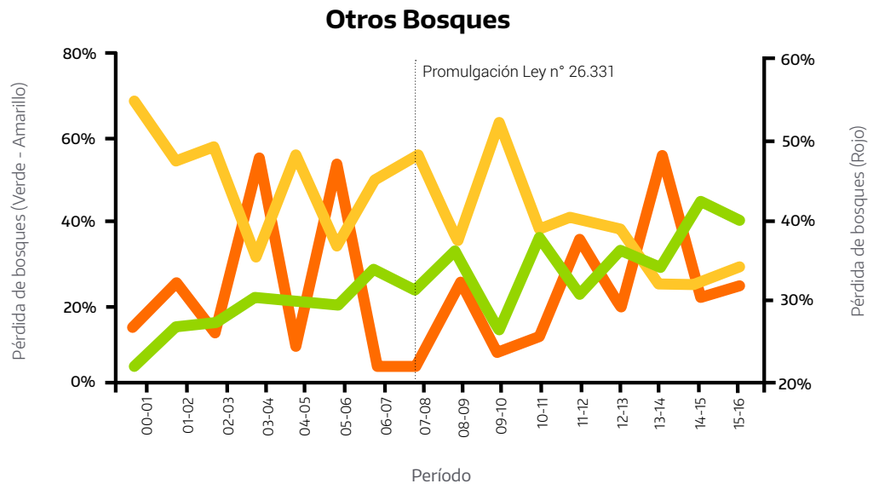


Figura 5. 5. Pérdida de cobertura forestal por clase de protección en relación al total deforestado anualmente. (UMSEF, 2014) en la Argentina (período 2000-2016), considerando como un grupo aparte aquellos bosques no incluidos en las mismas.

tasas de pérdida de bosques son bajas, menores al 0,20%, siendo la más alta (1,0 km².año^{-1}) en el período 2013-2014. En La Pampa es variable (<2,0 km².año^{-1}), pero presentó pérdidas importantes en los años posteriores a la promulgación de la ley provincial n° 2624 (6,8; 6,5 y 12,3 km². año^{-1} para los períodos 2011-2012, 2012-2013 y 2013-2014, respectivamente) que llegaron a valores de 0,3-0,6% respecto del total de bosques de la provincia. Buenos Aires presenta tasas variables de pérdida de cobertura forestal (0,1 a 1,5% respecto del total de bosques de la provincia) que representa entre 8 y 95 km².año^{-1}. Finalmente, Córdoba presenta una pérdida sostenida de su cobertura forestal (entre 1 y 2% de su cubierta forestal, cercano a 150-300 km². año^{-1}), pero en los últimos años bajó sus tasas luego de la promulgación de la ley nacional n° 26.331 y de la provincial n° 9814, llegando a cerca del 0,2% de pérdida de su cubierta forestal para el período 2014-2016.

En las provincias del noroeste del país (La Rioja, Catamarca, Tucumán, Salta, Jujuy y Santiago del Estero) la ganancia de bosques es muy baja (<0,06% respecto del total de bosques de cada provincia), con excepción de La Rioja que ronda el 0,20-0,30% (tabla 5.7). Sin embargo, las tasas de pérdida de bosques son sumamente variables en porcentaje y magnitud de acuerdo a la provincia considerada (tabla 5.8). En La Rioja, las tasas de pérdida de bosques fueron inferiores al 0,5% respecto del total de bosques, con excepción del período comprendido entre 2006 y 2010, en que se sancionaron la ley nacional n° 26.331 y provincial n° 9711 (7 a 13 km².año^{-1}). Catamarca presentó un patrón distinto en la pérdida de cobertura forestal (desde 160 a 7 km².año^{-1}), con un descenso sostenido desde el año 2000 hasta 2016 (desde un máximo de 1,7% a 0,1% del total de su cobertura forestal). En Tucumán se observa una pérdida sostenida de cobertura forestal (0,4 a 1,5% de la cobertura de los bosques de la provincia) con máximos que superan los 100 km².año^{-1} en los períodos de 2003-2004, 2007-2008, 2010-2011, 2012-2013, coincidiendo el segundo y el tercero con las sanciones de las leyes nacional n° 26.331 y

provincial n° 8304. Salta es una de las provincias con mayor magnitud en la pérdida de cobertura forestal, observándose un aumento paulatino de las tasas en los períodos comprendidos entre el año 2000 y 2008, al momento de las sanciones de las leyes nacional 26.331 y provincial n° 7543, alcanzando un máximo de 2148 km².año^{-1} (3,2% de los bosques de la provincia) y manteniendo una alta tasa (cercana o superior al 1%) hasta años recientes (2014-2016) en que baja a <0,6% (cerca de 330-370 km².año^{-1}). Jujuy presentó altas tasas de remoción de la cobertura forestal, entre 14 y 63 km².año^{-1}) (<0,7% de pérdida en relación con el total de cobertura), con la presencia de dos máximos (>110 km².año^{-1}) en los períodos 2009-2010 y 2012-2013. Estos máximos ocurrieron al año siguiente de las sanciones de la ley nacional n° 26.331 y provincial n° 5676. Finalmente, Santiago del Estero es otra de las provincias con la más alta tasa de deforestación, tanto en magnitud (250 a 1855 km².año^{-1}) como en porcentaje (hasta casi un 3,0% anual respecto de su cobertura forestal). La tasa de pérdida de cobertura forestal se incrementó con los años hasta el período 2010-2011, disminuyendo paulatinamente hasta el último período analizado (2015-2016).

En las provincias del noreste del país (Santa Fe, Entre Ríos, Corrientes, Misiones, Chaco y Formosa) la ganancia de bosques es variable de acuerdo con las provincias consideradas (tabla 5.9). Chaco y Formosa presentan bajas tasas de ganancias (<0,02%), Entre Ríos y Misiones valores intermedios (0,2-0,8%), mientras que Santa Fe y Corrientes presentan valores cercanos al 1% anual. Las tasas de pérdida de bosques también fueron variables en porcentaje y magnitud de acuerdo a la provincia considerada (Tabla 5.10). Santa Fe presenta una tasa constante del 1% (aprox. 140 km².año^{-1}), mientras que Entre Ríos es menor al 0,3% de pérdida de cobertura anual (<50 km².año^{-1}). Corrientes también presenta una tasa estable de pérdida del 0,5-1,0% (90-175 km².año^{-1}). Estas provincias reflejan una combinación de pérdida de cobertura de bosque nativo (ej. extracción de leña) y de plantaciones comerciales (*Pinus y Eucalyptus* mayormente), que se refleja en las tasas de ganancias observadas por nuevas plantaciones. Muy diferente es el caso del Chaco y Formosa, donde las pérdidas sí se relacionan directamente al avance de la frontera agropecuaria. La pérdida de cobertura en el Chaco fue variable, entre 55 y 515 km².año^{-1}, lo cual representa entre 0,1% y 1,0% anual de pérdida de bosques, con la presencia de un inusitado incremento (2010-2012) en los años posteriores a las sanciones de las leyes nacional 26331 y provincial n°6409 (>900 km².año^{-1}). En el caso de Formosa, las deforestaciones representaban tasas <1,0% anual (40 a 440 km².año^{-1}), observándose un incremento luego del 2009-2010 (años de las sanciones de las leyes nacional 26331 y provincial n° 1552) llegando a más de 700 km².año^{-1} de pérdida de cobertura. En los últimos años 2013-2016 las tasas de pérdida volvieron a los valores anteriores, pero manteniendo valores elevados (200 a 400 km².año^{-1}).

Tabla 5.3. Ganancia anual de bosques (km².año^{-1}) en las provincias del sur del país y el porcentaje respecto del total de bosques de cada provincia para el período 2000-2016.

Período	Neuquén		Río Negro		Chubut		Santa Cruz		Tierra del Fuego	
00-01	5,14	0,05%	6,06	0,12%	4,31	0,04%	0,68	0,02%	1,10	0,01%
01-02	5,19	0,05%	6,06	0,12%	4,52	0,05%	0,69	0,02%	1,10	0,01%
02-03	5,14	0,05%	5,98	0,12%	4,67	0,05%	0,68	0,02%	1,09	0,01%
03-04	5,14	0,05%	6,12	0,12%	4,46	0,05%	0,68	0,02%	1,11	0,01%
04-05	5,17	0,05%	6,21	0,12%	4,33	0,04%	0,70	0,02%	1,09	0,01%
05-06	5,14	0,05%	6,12	0,12%	5,35	0,06%	0,68	0,02%	1,11	0,01%
06-07	5,11	0,05%	6,01	0,12%	4,30	0,04%	0,68	0,02%	1,09	0,01%
07-08	5,13	0,05%	5,99	0,12%	4,31	0,04%	0,68	0,02%	1,10	0,01%
08-09	5,15	0,05%	5,99	0,12%	4,34	0,04%	0,68	0,02%	1,10	0,01%
09-10	5,11	0,05%	5,96	0,12%	4,27	0,04%	0,67	0,02%	1,09	0,01%
10-11	5,15	0,05%	5,96	0,12%	4,28	0,04%	0,67	0,02%	1,10	0,01%
11-12	5,17	0,05%	6,26	0,12%	5,04	0,05%	0,68	0,02%	1,09	0,01%
12-13	5,38	0,06%	6,22	0,12%	4,33	0,04%	0,69	0,02%	1,09	0,01%
13-14	5,48	0,06%	6,35	0,13%	4,35	0,05%	0,67	0,02%	1,09	0,01%
14-15	5,23	0,05%	6,63	0,13%	11,06	0,12%	0,67	0,02%	1,09	0,01%
15-16	5,45	0,06%	6,11	0,12%	5,49	0,06%	0,67	0,02%	1,09	0,01%

Tabla 5.4. Pérdida anual de bosques (km².año⁻¹) en las provincias del sur del país y el porcentaje respecto del total de bosques de cada provincia para el período 2000-2016.

Período	Neuquén		Río Negro		Chubut		Santa Cruz		Tierra del Fuego	
00-01	1,93	0,02%	4,02	0,08%	16,55	0,17%	1,88	0,06%	9,90	0,10%
01-02	10,58	0,11%	12,22	0,24%	12,59	0,13%	1,47	0,04%	1,57	0,02%
02-03	2,04	0,02%	2,28	0,04%	7,26	0,08%	2,37	0,07%	4,96	0,05%
03-04	1,21	0,01%	6,04	0,12%	5,12	0,05%	2,02	0,06%	17,71	0,17%
04-05	4,10	0,04%	6,95	0,14%	5,79	0,06%	2,18	0,07%	6,13	0,06%
05-06	2,03	0,02%	7,00	0,14%	10,66	0,11%	1,79	0,05%	5,75	0,06%
06-07	1,62	0,02%	2,47	0,05%	4,68	0,05%	4,90	0,15%	3,36	0,03%
07-08	7,63	0,08%	2,81	0,06%	15,59	0,16%	3,59	0,11%	13,50	0,13%
08-09	9,45	0,10%	8,40	0,17%	4,28	0,04%	6,55	0,20%	16,72	0,16%
09-10	1,13	0,01%	3,26	0,06%	2,03	0,02%	4,68	0,14%	14,65	0,14%
10-11	2,68	0,03%	1,46	0,03%	5,17	0,05%	1,16	0,03%	19,87	0,19%
11-12	8,65	0,09%	12,15	0,24%	28,52	0,30%	36,97	1,13%	23,06	0,22%
12-13	4,62	0,05%	9,56	0,19%	20,13	0,21%	1,12	0,03%	4,52	0,04%
13-14	20,12	0,21%	5,36	0,11%	7,03	0,07%	0,40	0,01%	1,28	0,01%
14-15	9,97	0,10%	3,57	0,07%	242,82	2,59%	0,00	0,00%	0,00	0,00%

Tabla 5.5. Ganancia anual de bosques (km².año⁻¹) en las provincias del centro del país y el porcentaje respecto del total de bosques de cada provincia para el período 2000-2016.

Período	Mendoza		San Luis		San Juan		La Pampa		Buenos Aires		Córdoba	
00-01	0,59	0,08%	0,23	0,02%	0,45	0,08%	0,73	0,04%	15,79	0,24%	4,59	0,03%
01-02	0,58	0,08%	0,23	0,02%	0,46	0,08%	0,73	0,04%	15,70	0,24%	4,44	0,03%
02-03	0,59	0,08%	0,23	0,02%	0,46	0,08%	0,73	0,04%	16,03	0,25%	4,47	0,03%
03-04	0,59	0,08%	0,23	0,02%	0,45	0,08%	0,73	0,04%	16,95	0,26%	4,47	0,03%
04-05	0,59	0,08%	0,25	0,02%	0,46	0,08%	0,73	0,04%	15,47	0,24%	4,46	0,03%
05-06	0,59	0,08%	0,23	0,02%	0,45	0,08%	0,73	0,04%	15,87	0,25%	4,45	0,03%
06-07	0,58	0,08%	0,33	0,03%	0,45	0,08%	0,73	0,04%	15,11	0,23%	4,44	0,03%
07-08	0,60	0,08%	0,33	0,03%	0,45	0,08%	0,75	0,04%	15,37	0,24%	5,05	0,04%
08-09	0,58	0,08%	0,23	0,02%	0,45	0,08%	0,73	0,04%	15,05	0,23%	4,44	0,03%
09-10	0,59	0,08%	0,25	0,02%	0,45	0,08%	0,73	0,04%	14,71	0,23%	4,43	0,03%
10-11	0,59	0,08%	0,26	0,03%	0,45	0,08%	0,73	0,04%	14,75	0,23%	4,46	0,03%
11-12	0,58	0,08%	0,23	0,02%	0,46	0,08%	0,73	0,04%	15,65	0,25%	4,51	0,03%
12-13	0,85	0,11%	0,23	0,02%	0,48	0,09%	0,77	0,04%	18,69	0,30%	5,06	0,04%
13-14	0,80	0,11%	0,23	0,02%	0,46	0,08%	0,74	0,04%	18,49	0,30%	6,75	0,05%
14-15	0,63	0,08%	0,23	0,02%	0,46	0,08%	0,73	0,04%	18,43	0,30%	4,55	0,04%
15-16	0,61	0,08%	0,24	0,03%	0,55	0,10%	0,73	0,04%	21,68	0,35%	4,68	0,04%

Tabla 5.6. Pérdida anual de bosques (km².año⁻¹) en las provincias del centro del país y el porcentaje respecto del total de bosques de cada provincia para el período 2000-2016.

Período	Mendoza		San Luis		San Juan		La Pampa		Buenos Aires		Córdoba	
00-01	1,39	0,18%	3,61	0,28%	0,26	0,05%	2,69	0,13%	42,18	0,65%	152,6	1,04%
01-02	0,79	0,10%	4,74	0,37%	0,86	0,15%	1,17	0,06%	16,67	0,26%	54,6	0,37%
02-03	1,19	0,16%	10,05	0,79%	0,55	0,10%	1,83	0,09%	20,37	0,31%	209,2	1,45%
03-04	1,07	0,14%	24,43	1,97%	0,59	0,11%	1,42	0,07%	31,69	0,49%	279,0	1,97%
04-05	0,87	0,11%	16,85	1,38%	0,23	0,04%	1,36	0,07%	26,94	0,42%	228,1	1,64%
05-06	0,53	0,07%	21,47	1,78%	0,25	0,04%	1,42	0,07%	33,32	0,52%	190,0	1,38%
06-07	0,69	0,09%	26,95	2,29%	0,23	0,04%	0,82	0,04%	25,87	0,40%	255,1	1,89%
07-08	1,35	0,18%	68,59	6,19%	0,23	0,04%	1,80	0,09%	24,74	0,38%	193,5	1,45%
08-09	0,33	0,04%	11,85	1,08%	0,17	0,03%	0,69	0,03%	33,43	0,52%	132,4	1,00%
09-10	0,58	0,08%	63,25	6,12%	0,21	0,04%	0,83	0,04%	19,16	0,30%	102,1	0,78%
10-11	0,95	0,12%	15,05	1,48%	0,41	0,07%	0,99	0,05%	38,70	0,61%	85,1	0,66%
11-12	0,83	0,11%	9,84	0,97%	0,44	0,08%	6,82	0,33%	67,84	1,07%	81,9	0,63%
12-13	2,35	0,31%	15,17	1,53%	0,78	0,14%	6,51	0,32%	91,09	1,46%	98,4	0,77%
13-14	1,42	0,19%	13,18	1,34%	1,00	0,18%	12,29	0,60%	94,88	1,54%	135,4	1,07%
14-15	0,29	0,04%	7,73	0,79%	0,04	0,01%	0,33	0,02%	7,76	0,13%	18,7	0,15%
15-16	0,30	0,04%	14,15	1,47%	0,16	0,03%	0,09	0,00%	20,05	0,32%	28,4	0,22%

Tabla 5.7. Ganancia anual de bosques (km².año⁻¹) en las provincias del noroeste del país y el porcentaje respecto del total de bosques de cada provincia para el período 2000-2016.

Período	La Rioja		Catamarca		Tucumán		Salta		Jujuy		Santiago del Estero	
00-01	2,88	0,21%	3,19	0,03%	2,86	0,03%	10,92	0,01%	3,67	0,04%	4,35	0,01%
01-02	2,71	0,20%	3,07	0,03%	2,49	0,02%	9,85	0,01%	2,21	0,02%	4,26	0,01%
02-03	3,02	0,23%	3,29	0,03%	2,75	0,03%	9,81	0,01%	2,20	0,02%	4,37	0,01%
03-04	2,71	0,20%	3,08	0,03%	2,87	0,03%	11,08	0,02%	2,49	0,03%	4,54	0,01%
04-05	2,70	0,20%	3,12	0,03%	2,73	0,03%	12,30	0,02%	2,43	0,03%	4,95	0,01%
05-06	2,70	0,20%	3,10	0,03%	2,73	0,03%	10,45	0,01%	2,46	0,03%	4,66	0,01%
06-07	2,71	0,20%	3,12	0,03%	2,80	0,03%	9,29	0,01%	2,27	0,02%	4,68	0,01%
07-08	2,70	0,20%	3,11	0,03%	3,70	0,04%	19,92	0,03%	3,64	0,04%	5,02	0,01%
08-09	2,71	0,21%	3,05	0,03%	2,55	0,03%	9,12	0,01%	2,17	0,02%	4,47	0,01%
09-10	2,70	0,21%	3,06	0,03%	2,54	0,03%	9,19	0,01%	2,45	0,03%	4,50	0,01%
10-11	2,71	0,21%	3,06	0,03%	2,39	0,03%	8,04	0,01%	2,10	0,02%	4,89	0,01%
11-12	2,71	0,21%	3,06	0,03%	2,67	0,03%	8,96	0,01%	2,01	0,02%	4,66	0,01%
12-13	2,72	0,21%	3,22	0,04%	2,98	0,03%	13,54	0,02%	2,98	0,03%	5,35	0,01%
13-14	2,76	0,21%	3,63	0,04%	3,01	0,03%	9,83	0,02%	2,53	0,03%	4,81	0,01%
14-15	2,71	0,21%	4,46	0,05%	2,91	0,03%	10,54	0,02%	2,77	0,03%	4,79	0,01%
15-16	4,03	0,31%	5,80	0,06%	2,84	0,03%	10,06	0,02%	2,55	0,03%	7,00	0,01%

Tabla 5.8. Pérdida anual de bosques (km².año⁻¹) en las provincias del noroeste del país y el porcentaje respecto del total de bosques de cada provincia para el período 2000-2016.

Período	La Rioja		Catamarca		Tucumán		Salta		Jujuy		Santiago del Estero	
00-01	5,55	0,41%	51,67	0,53%	72,49	0,70%	225,24	0,31%	30,35	0,32%	445,7	0,59%
01-02	2,04	0,15%	42,59	0,44%	49,00	0,48%	273,76	0,37%	19,40	0,20%	258,2	0,34%
02-03	4,86	0,36%	160,44	1,69%	96,81	0,95%	324,19	0,45%	16,96	0,18%	1354,7	1,83%
03-04	5,65	0,42%	102,32	1,09%	145,08	1,45%	1068,73	1,49%	40,95	0,43%	1792,8	2,48%
04-05	2,54	0,19%	78,65	0,84%	99,57	1,00%	821,96	1,16%	26,92	0,28%	1301,2	1,83%
05-06	5,02	0,38%	69,99	0,76%	68,42	0,69%	583,14	0,83%	14,72	0,15%	1137,9	1,63%
06-07	7,33	0,55%	52,91	0,57%	81,79	0,84%	665,40	0,95%	14,83	0,16%	1850,8	2,72%
07-08	10,77	0,82%	77,93	0,85%	126,02	1,31%	2147,86	3,18%	56,20	0,59%	1600,1	2,40%
08-09	8,98	0,68%	25,36	0,28%	68,63	0,72%	642,91	0,96%	33,14	0,35%	872,3	1,33%
09-10	13,37	1,03%	40,77	0,45%	87,61	0,92%	1088,18	1,65%	110,36	1,18%	1308,6	2,03%
10-11	2,90	0,22%	65,46	0,73%	103,40	1,10%	846,17	1,30%	62,91	0,68%	1855,6	2,97%
11-12	1,40	0,11%	24,40	0,27%	88,31	0,95%	905,54	1,41%	36,08	0,39%	1179,9	1,92%
12-13	0,76	0,06%	17,10	0,19%	110,69	1,20%	878,02	1,39%	116,41	1,28%	1022,2	1,69%
13-14	0,80	0,06%	7,17	0,08%	53,44	0,58%	525,73	0,84%	40,94	0,45%	712,2	1,19%
14-15	0,44	0,03%	19,78	0,22%	41,79	0,46%	331,46	0,53%	33,19	0,37%	432,3	0,73%
15-16	2,02	0,15%	25,72	0,29%	37,87	0,42%	369,76	0,60%	22,20	0,25%	599,9	1,02%

Tabla 5.9. Ganancia anual de bosques (km².año⁻¹) en las provincias del noreste del país y el porcentaje respecto del total de bosques de cada provincia para el período 2000-2016.

Período	Santa Fé		Entre Ríos		Corrientes		Misiones		Chaco		Formosa	
00-01	140,16	1,01%	40,57	0,26%	112,38	0,70%	154,57	0,64%	5,58	0,01%	7,20	0,01%
01-02	139,94	1,00%	43,51	0,28%	109,82	0,68%	139,28	0,57%	5,50	0,01%	6,70	0,01%
02-03	140,00	0,99%	44,54	0,29%	114,40	0,70%	153,67	0,63%	5,68	0,01%	7,52	0,01%
03-04	140,21	0,99%	47,97	0,31%	118,14	0,72%	179,48	0,73%	6,32	0,01%	7,26	0,01%
04-05	140,13	0,98%	50,01	0,33%	116,27	0,71%	186,64	0,76%	5,78	0,01%	6,65	0,01%
05-06	140,42	0,98%	51,07	0,33%	117,59	0,71%	190,19	0,77%	6,21	0,01%	7,51	0,01%
06-07	140,24	0,97%	40,29	0,26%	115,36	0,70%	171,30	0,70%	5,61	0,01%	6,86	0,01%
07-08	140,21	0,97%	36,91	0,24%	106,45	0,64%	137,32	0,56%	6,29	0,01%	7,55	0,02%
08-09	140,02	0,96%	30,41	0,20%	97,08	0,58%	80,26	0,33%	6,33	0,01%	8,12	0,02%
09-10	139,88	0,95%	23,38	0,16%	91,89	0,55%	62,21	0,26%	5,39	0,01%	6,71	0,01%
10-11	139,87	0,94%	23,66	0,16%	90,50	0,54%	45,83	0,19%	5,62	0,01%	6,28	0,01%
11-12	139,91	0,94%	23,94	0,16%	99,91	0,60%	47,72	0,20%	5,67	0,01%	7,11	0,01%
12-13	140,69	0,94%	45,06	0,31%	157,37	0,95%	112,24	0,47%	6,72	0,01%	8,75	0,02%
13-14	140,79	0,94%	48,79	0,33%	161,97	0,97%	110,27	0,46%	6,14	0,01%	7,20	0,02%
14-15	140,26	0,92%	42,76	0,29%	147,17	0,88%	85,92	0,36%	5,81	0,01%	7,54	0,02%
15-16	140,47	0,92%	48,01	0,33%	174,91	1,04%	91,43	0,39%	6,35	0,01%	7,33	0,02%

Tabla 5.10. Pérdida anual de bosques (km².año⁻¹) en las provincias del noreste del país y el porcentaje respecto del total de bosques de cada provincia para el período 2000-2016.

Período	Santa Fé		Entre Ríos		Corrientes		Misiones		Chaco		Formosa	
00-01	38,27	0,28%	34,27	0,22%	20,62	0,13%	54,86	0,23%	237,44	0,40%	159,9	0,31%
01-02	20,30	0,14%	41,07	0,27%	17,99	0,11%	64,49	0,26%	55,69	0,09%	39,8	0,08%
02-03	17,01	0,12%	69,09	0,45%	22,89	0,14%	96,17	0,39%	223,44	0,38%	101,2	0,20%
03-04	50,41	0,35%	100,02	0,65%	44,75	0,27%	126,62	0,52%	583,51	1,01%	129,7	0,26%
04-05	65,26	0,46%	90,15	0,59%	40,90	0,25%	144,53	0,59%	514,45	0,90%	207,7	0,41%
05-06	100,86	0,70%	129,30	0,85%	52,32	0,32%	164,77	0,67%	315,52	0,55%	169,2	0,34%
06-07	48,29	0,33%	94,92	0,62%	56,49	0,34%	138,25	0,56%	480,18	0,85%	393,8	0,79%
07-08	67,09	0,46%	132,68	0,88%	79,48	0,48%	224,61	0,92%	461,90	0,82%	438,8	0,88%
08-09	32,13	0,22%	95,87	0,64%	74,36	0,45%	143,98	0,59%	343,21	0,62%	402,5	0,82%
09-10	44,73	0,30%	80,01	0,53%	73,39	0,44%	199,12	0,82%	201,18	0,36%	540,3	1,11%
10-11	48,84	0,33%	107,18	0,72%	98,45	0,59%	202,53	0,84%	947,68	1,73%	375,7	0,78%
11-12	47,14	0,32%	99,69	0,67%	162,94	0,98%	256,06	1,07%	919,74	1,71%	718,8	1,51%
12-13	80,71	0,54%	110,06	0,75%	110,07	0,66%	186,79	0,78%	398,97	0,75%	567,9	1,21%
13-14	54,11	0,36%	93,12	0,63%	82,98	0,50%	164,44	0,69%	264,50	0,50%	258,8	0,55%
14-15	19,76	0,13%	35,59	0,24%	60,26	0,36%	108,64	0,46%	229,78	0,43%	212,6	0,46%
15-16	24,46	0,16%	70,49	0,48%	78,83	0,47%	227,94	0,96%	373,64	0,71%	365,2	0,79%

5.5 Inversiones realizadas para el manejo y la conservación de los recursos forestales nativos

El concepto de pago por servicios ecosistémicos (PSE) ha tenido un enorme interés en la última década, tanto para la ciencia como para los gestores, por su enorme capacidad para conectar los ecosistemas naturales y la sociedad (MEA, 2005; Swallow *et al*., 2009; Reyers *et al*., 2013). Asimismo, permite integrar aspectos ecológicos, socio-culturales y económicos, para construir una base que sustente políticas y lineamientos legales (de Groot *et al*, 2010; Chan *et al*, 2012; Martínez Pastur *et al*., 2016). Es común que un ecosistema determinado sea evaluado por los servicios de provisión monetarios (p. ej. metros cúbicos de cosecha forestal con destino al aserrado) pero no por aquellos servicios de provisión no-monetarios (p. ej. colecta de leña familiar, productos forestales no madereros para consumo familiar, etc.) o aquellos servicios de regulación, soporte o culturales (p. ej. protección de cuencas hídricas, polinización, recreación, patrimonio arqueológico, belleza escénica, captura y almacenamiento de CO_2, etc.), por lo que el pago a los productores o propietarios por la conservación de dicho ecosistema se valúa por los primeros y no por los segundos. En este sentido, el PSE genera un nuevo paradigma, donde los ecosistemas deben ser valorados por los servicios monetarios y no monetarios que provee.

Las primeras aproximaciones de la conservación, tanto en biodiversidad como en la provisión de servicios ecosistémicos, se basaron en la preservación de ambientes salvajes o naturales dentro de reservas, creando una división en el manejo y gestión de los ecosistemas: (i) dentro de las reservas donde se promovía lo inalterable del ecosistema, y (ii) fuera de las reservas donde toda transformación para maximizar los servicios de provisión son factibles de llevar a cabo (Swallow *et al*, 2009). Sin embargo, esta estrategia fue poco efectiva para conservar la provisión de los servicios ecosistémicos no monetarios y la biodiversidad a una escala de paisaje mayor que las propias reservas, e incluso fallando en proteger las especies para las que muchas de las reservas fueron creadas (Lindenmayer *et al*., 2012). Argentina, como muchos otros países, ha basado su estrategia de conservación en la creación de Parques Nacionales localizados en zonas remotas o de frontera (Hopkins, 1995; Izquierdo y Grau, 2009; Swallow *et al*., 2009), mientras que el resto del territorio estuvo y está sujeto a procesos de deforestación y cambios de uso de la tierra, que se han incrementado desde el comienzo de la colonización europea, generando un retroceso de los ecosistemas originales y las comunidades de habitantes que vivían en ellos (Boletta *et al*., 2006; Gasparri y Grau, 2009; Cáceres, 2015).

La agricultura intensiva y el cultivo de especies que se comercializan son valuadas en mercados internacionales (p. ej. soja), los incendios de origen antrópico, la ganadería que avanza sobre los ecosistemas naturales debido al avance de la agricultura (p. ej. desplazamiento hacia áreas boscosas marginales), las plantaciones forestales con especies exóticas, y el incremento de la población humana, han sido identificados como las principales causas de impactos sobre los ecosistemas forestales nativos (Grau *et al*., 2005; Zak *et al*., 2008; Seghezzo *et al*., 2011; Hoyos *et al*., 2013). Gran parte de la declinación de éstos ecosistemas naturales se debe a que muchos de los principales servicios ecosistémicos (regulación, soporte y culturales) no son valuados a la hora de la toma de decisiones (Swallow *et al*., 2009). En este sentido, el PSE es un mecanismo efectivo para trasladar las valuaciones no monetarias de los servicios ecosistémicos dentro de un mercado financiero, a través de incentivos a los actores locales (gobiernos, instituciones y actores del sector privado que toman decisiones sobre los bosques nativos) para que mantengan la provisión de esos servicios no monetarios en el tiempo. Este mecanismo permite alcanzar metas que integran en una misma propuesta, tanto de conservación como de desarrollo socio-económico (Engel *et al*., 2008; Zheng *et al*., 2013), permitiendo desarrollar objetivos multipropósitos in-situ en los ecosistemas bajo manejo.

En este contexto internacional se promulgó la ley n° 26.331 (Noviembre 2007), para regular la protección, el enriquecimiento, la restauración, la utilización y el manejo de los bosques nativos y de los servicios ambientales que produce (Seghezzo el at., 2011). La ley financia acciones, que fueron pensadas como un fortalecimiento de las instituciones de gestión y un ingreso para los productores por las acciones realizadas. Este programa es financiado por el gobierno nacional para los dueños del bosque nativo (gobiernos provinciales, instituciones y actores del sector privado) para asegurar y mantener la provisión de los servicios ecosistémicos en el tiempo. Este pago incluye: (i) limitar el cambio de uso de las tierras forestales con cobertura de bosques nativos, (ii) la implementación de prácticas de manejo sostenibles, e (iii) incrementar las superficies de preservación de la biodiversidad dentro de la matriz del paisaje de producción. En el mundo existen muy pocas iniciativas de este estilo, y es de interés poder comprender como se

han realizado estas inversiones en el marco de la presente ley, y analizar cuál ha sido el impacto de esta iniciativa de acuerdo con los objetivos de la legislación. En este apartado analizaremos y discutiremos aspectos relacionados al pago realizado por parte del gobierno nacional a los beneficiarios de acuerdo con su jurisdicción, en el marco de lo presentado en los apartados anteriores referidos a las pérdidas de coberturas forestales (antes, durante y después de la promulgación de las leyes nacionales y provinciales). También analizaremos las diferencias entre las inversiones realizadas y el PSE, que es lo que plantea el espíritu de la ley n° 26.331. Para comprender el impacto del PSE promovido por la ley n° 26331, es necesario destacar que lo que efectivamente se financió fueron inversiones que permitieran mejorar la condición de los bosques o incrementar su superficie. No se pagaron por servicios ambientales efectivamente producidos. El productor no recibió compensación alguna por declinar parte de una superficie potencialmente asignable a cultivos o ganadería a actividades de conservación. Solamente recibió un pago por inversiones (p. ej. alambrados para excluir ganado). Al mismo tiempo la carencia en la identficacion y caracterización de los SE efectivamente producidos en las diferentes regiones forestales de cada provincia, conspiró contra el establecimiento de un mecanismo financiero que promoviese el pago de los mismos. De esta manera es necesario considerar los pagos realizados en el marco de la ley de bosques como una primera y encomiable, aproximación al PSE.

Tabla 5.11. Partidas asignadas (2010–2016) por el presupuesto del Gobierno Nacional a la ley n° 26.331.

Año	Partidas presupuestarias
2010	300.000.000 $ (74.812.968 USD)
2011	300.000.000 $ (69.444.444 USD)
2012	300.085.190 $ (60.992.925 USD)
2013	253.000.000 $ (38.744.257 USD)
2014	247.043.707 $ (28.792.973 USD)
2015	246.450.000 $ (18.350.707 USD)
2016	265.009.000 $ (16.258.2214 USD)
Total	**1.911.587.897 $ (307.396.495 USD)**

En pesos argentinos (MAyDS, 2017) y dólares al 31 de diciembre del año correspondiente.

El gobierno nacional ha destinado partidas anuales de dinero para la implementación de la ley n° 26.331 (tabla 5.11), que se destinan principalmente para (i) el Fondo Nacional para el Enriquecimiento y la Conservación de los Bosques Nativos (FNECBN) creado por el Art. 30, y (ii) el Programa Nacional de Protección de los Bosques Nativos (PNPBN) creado por el Art.12; pero también financió al (iii) Programa Experimental de Manejo y Conservación de Bosques Nativos (Res. SAyDS 256/09) y (iv) la realización de los primeros OTBN. Mientras que los fondos destinados al PNPBN son utilizados por la autoridad nacional de aplicación

(22% de los fondos asignados para el período 2010-2016), los fondos FNECBN (78% de los fondos asignados para el período 2010-2016) se reparten entre las autoridades provinciales de aplicación (30% del total) y los titulares de los proyectos (70% del total) (MAyDS, 2017). Cabe destacar que los gobiernos provinciales y municipales también pueden ser titulares de proyectos, lo que ha llevado a que gran parte de los fondos sean asignados a instituciones públicas y no a las privadas. Para su distribución entre las provincias que cuentan con el OTBN aprobado, el Consejo Federal de Medio Ambiente (CoFeMA) ha establecido una metodología que considera la superficie de bosque nativo en las jurisdicciones, la relación entre la superficie anterior y la superficie total del territorio provincial y las categorías de conservación establecidas según el Art. 32 de la Ley n° 26.331(MAyDS, 2017).

Se observa una variación con tendencia general a la baja para el período 2010-2016, variado entre 247 y 300 millones de pesos por año. Sin embargo, si se considera estas erogaciones en dólares la disminución es muy significativa (75 a 16 millones de dólares por año). De los fondos que llegaron a FNECBN, aproximadamente 30% se destinaron a las autoridades de aplicación provinciales (427,4 millones de pesos para el período 2010-2016) y el resto a los planes presentados (1.413,1 millones de pesos para el período 2010-2016). Los planes presentados se diferencian entre planes de formulación (ej. elaboración de propuestas sin acciones concretas en el bosque) y planes de manejo y/o conservación (37%, 25% y 38% respectivamente de un total de 6122 proyectos anuales-financiados entre 2010 y 2016) (MAyDS, 2017) (Fig.5.6). Si consideramos que un plan de formulación recibe un 50% de los fondos que un plan de manejo y/o conservación, se han destinado 294,7 millones de pesos para planes de formulación (período 2010-2016) y 690,9 millones de pesos para planes con acciones concretas en el bosque (43% para planes de conservación y 57% para planes de manejo forestal). El número de proyectos anuales financiados aumentó progresivamente desde 2010 a 2014, y se estabilizó en el período posterior 2014-2016 en aproximadamente 1200 proyectos anuales.

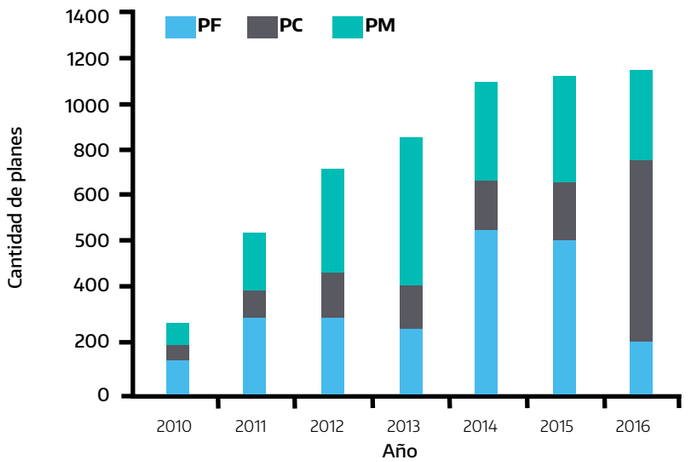


Figura 5.6. Cantidad de proyectos de formulación (PF), y proyectos anuales aprobados en el marco de ejecución de planes de manejo sostenible (PM), y planes de conservación (PC) por año (barras) para el período 2010-2016 (fuente de MAyDS, 2017).

La inversión que se ha realizado desde la promulgación de la ley n° 26.331 no tiene precedentes en la Argentina, y son pocas las iniciativas que pueden compararse en otros países del mundo (Costanza *et al*., 1997; Swallow *et al*., 2009; Gómez-Baggethun *et al*., 2010; Farley y Costanza, 2010). Si bien no ha logrado evitar hasta el presente la pérdida de cobertura forestal de los bosques nativos en su totalidad, si se puede considerar que ha contribuido a disminuir el proceso de la deforestación al ritmo que había crecido en los últimos 30 años. Si tenemos en cuenta los efectos globales a una escala de país (ver Fig. 5.3 y 5.6) podemos observar que a partir del comienzo del financiamiento (año 2010) al año 2016, se observa una tendencia a la disminución de la deforestación (aprox. de 5000 a 2000 km²) y un aumento de la ganancia de bosques (aprox. 250 a 400 km²), que se correlaciona con el número de proyectos financiados por año. Asimismo, el dinero que han recibido las administraciones de gestión, tanto a nivel nacional como provincial generan un cambio en las percepciones de los productores sobre el bosque nativo, a partir de la presencia del personal técnico en el campo y la extensión asociada a la implementación de las acciones concretas en el campo. Cabe destacar que el proceso aún se encuentra en evolución. Por un lado, el financiamiento de proyectos de formulación ha disminuido y el número de proyectos de conservación ha aumentado significativamente, ej. también se puede explicar este aumento a partir de que la provincia de Córdoba re-estructura y categoriza planes aplicados por pequeños productores. Asimismo, existe una evolución en las acciones propuestas, no solo construcción de alambrados que eviten que el ganado entre al bosque o raleos que mejoren la producción de pastos dentro del bosque, sino que se van incorporando otras acciones de mayor complejidad que combinan múltiples objetivos. Por un lado, hemos visto que una parte importante de los fondos se ha destinado a mejorar la gestión y las estructuras administrativas relacionadas con el manejo del bosque nativo, algo que por otro lado constituye el cumplimiento de la proporción obligatoria que reciben las autoridades provinciales de aplicación, lo cual ya fue explicado anteriormente. (excluyendo de estas acciones a los Parques Nacionales que ya cuentan con financiamiento propio).

Esta aproximación de manejo ecosistémico a escala de paisaje no es novedosa, y comenzó hace más de 30 años (Swallow *et al*., 2009) con el objetivo de: (i) generar una conservación más efectiva de la biodiversidad más allá de las reservas naturales y los paisajes asociados, (ii) incrementar la participación de la comunidad en las propuestas de manejo, conservación y desarrollo rural, y (iii) crear oportunidades laborales para la población rural de menores ingresos. En el mundo, las principales limitantes para este tipo de iniciativas son el sustento financiero en el mediano y largo plazo, que rara vez coincide con las expectativas de la comunidad y los gestores (Swallow *et al*., 2009; Gómez-Baggethun *et al*., 2010). Es por ello, que los PSE surgieron como alternativa para cubrir estas falencias y se vuelven una poderosa herramienta para poder llevar a la práctica estas propuestas. En este sentido, la principal fortaleza de los PSE reside en legitimar el derecho de la gente que vive estrechamente en paisajes naturales (tanto con fines de manejo como de conservación) a recibir pagos por conservar la provisión de servicios ecosistémicos, por parte de terceros que no se encuentran en el área (Ferraroy Kiss, 2002; Swallow *et al*., 2009).

En este sentido el programa de pagos en el marco de la ley n° 26.331 que se ha establecido en la Argentina a partir de dicha ley deberían abarcar no sólo la mejora de los servicios monetarios de provisión, sino que se deberían mejorar las

compensaciones (p. ej. provisión de servicios no monetarios o conservación de bosques categorizados como rojo) de dinero por tipo de acciones, cantidad y calidad de propuestas, predisposición para implementar las acciones propuestas por parte de la comunidad, así como la identificación y presentación a la sociedad de los servicios ecosistémicos que se busca priorizar ante la comunidad que recibe los beneficios (Patterson y Coelho, 2009; Zheng *et al*., 2013). Como todo proceso, se necesitan períodos de tiempo más prolongados, y probablemente un ajuste del mecanismo de pagos para que el propietario incremente sus ingresos debido a los servicios ecosistémicos que con su manejo contribuye a mejorar/aumentar. para poder determinar la efectividad de las acciones. Es por ello que lo aquí presentado es el análisis del corto plazo, pero de mantenerse y reconvertirse el programa, es posible que se observen mejoras en los indicadores positivos para los que fuera sancionada la ley n° 26.331. Si bien al comienzo del proceso (antes, durante e inmediatamente de sancionadas las legislaciones nacionales y provinciales) (tablas 5.3 a 5.10) la reacción del sector agropecuario generó un fuerte impacto negativo en la cobertura forestal, también puede observarse que luego de generados los pagos e incentivos, la tendencia de los indicadores sería hacia una disminución de los impactos negativos. Es difícil poder cuantificar cuánto de esta tendencia es debida a los pagos realizados en el marco de la ley y cuánto es debido a las restricciones impuestas por la legislación en si misma.

5.6 Sinergias y conflictos de las actividades productivas que influyen en la persistencia de los bosques nativos

La economía de la República Argentina se ha basado desde su conformación como país en la industria primaria, principalmente en la producción de productos de origen agropecuario (cultivos y carne). Esto generó un rápido desarrollo de las áreas con potencial agropecuario, y un desinterés por las regiones con bajo potencial. Este desarrollo estuvo acompañado con un crecimiento poblacional y la generación de infraestructura (p. ej. rutas) que afectó la continuidad de los ecosistemas naturales. Por ejemplo, los centros urbanos requirieron mayor cantidad de materiales como madera y leña del bosque, y los accesos permitieron un mayor impacto de la población sobre la biodiversidad en general, tanto directamente (ej. caza o extracción de productos forestales no madereros) como indirectamente (p. ej. invasión de especies exóticas). Asimismo, la ganadería, intensiva o extensiva, acompañó a este proceso, o bien por la cercanía de poblados o el aumento de la accesibilidad, o por procesos de desplazamiento desde actividades de mayor rentabilidad (p. ej. cultivos de soja) hacia aquellas de menor rentabilidad o con menor necesidad de inversiones intensivas, como la ganadería de monte. Otro de los procesos de más reciente aparición es la industria forestal basada en especies exóticas, bajo un concepto de que su crecimiento es más rápido y con una mayor aceptación en los mercados internacionales, por ser productos ya comercializados mundialmente (p. ej. *Pinus* o *Eucalyptus*). Sin embargo, desde la sanción de la ley n° 25.080 que promoció las plantaciones forestales en el país, fue muy escasa la superficie de bosques nativos reemplazdos por esta actividad. Finalmente, la mayor presencia humana en los ecosistemas naturales promueve la generación de fuegos, muchos de los cuales son intencionales, para aumentar las potencialidades de otros usos de la tierra (p. ej. remoción de biomasa leñosa y generación de nuevas pasturas).

El objetivo de este apartado es tratar de relacionar la pérdida de cobertura forestal descripta anteriormente con algunas de estas variables para tratar de comprender las sinergias y conflictos que se generan en la provisión de los servicios ecosistémicos de los bosques nativos. Aquí analizaremos datos oficiales de producción agro-ganadera-forestal por provincia y los datos obtenidos de pérdida de cobertura forestal.

Los indicadores seleccionados varían fuertemente entre las diferentes provincias (tabla 5.12), pudiendo observarse particularidades para cada uno de ellos:

(i) Los mayores aumentos poblacionales se han dado en las provincias patagónicas con bajo desarrollo (Santa Cruz, Tierra del Fuego y Chubut), mientras que las que menor variación presentaron son aquellas con un buen desarrollo agropecuario y bajo desarrollo de otras áreas económicas (ej. industria) (Santa Fe, Corrientes, La Pampa, Entre Ríos).

(ii) La mayor densidad de rutas se observó en provincias como Misiones, Tucumán y Jujuy, lo que promueve la pérdida de cobertura forestal y los impactos asociados, como la degradación de los ecosistemas en estas provincias.

(iii) La mayor cantidad de cultivos se encuentra en la zona núcleo (Buenos Aires, Santa Fe y Córdoba) mientras que en otras provincias no existe un desarrollo evidente (ej. Patagonia y el noreste argentino), y al analizar la tasa de cambio (antes y después de la promulgación de la ley n° 26.331) se puede observar que estos números adquieren relevancia relativa en varias provincias y que pueden relacionarse a las pérdidas de cobertura forestal a escala regional. Por ejemplo, algunas provincias de la zona núcleo (Buenos Aires y Córdoba) aumentaron un 21% su superficie de cultivo, lo que indica que muchos de los campos que se utilizaban para ganadería fueron reconvertidos, y este ganado fue desplazado hacia la periferia, en general, sectores agropecuarios de menor productividad que presentaban mayores índices de naturalidad. Asimismo, otras provincias presentaron un crecimiento muy grande de sus superficies cultivadas, por ejemplo San Luis (131%), Santiago del Estero (68%) y Salta (29%) asociado a lo antes expuesto para la zona núcleo y a la deforestación por el avance de la frontera agropecuaria.

(iv) La producción ganadera refleja lo antes expuesto, donde los mayores productores también están en la zona núcleo (Buenos Aires, Santa Fe y Córdoba), presentando una retracción de la actividad antes y después de sancionada la ley n° 26.331 (-0,9%, -1,9% y -22,0%, respectivamente). Otras provincias también presentaron una retracción de la actividad ganadera, pero seguramente asociada a otras causas de índole económica o de oportunidades de negocio (ej. La Pampa, La Rioja y Río Negro). Asimismo, otras provincias presentaron un gran crecimiento asociado a lo antes expuesto, como Salta (67%), Santiago del Estero (30%), Tucumán (27%), Misiones (24%), Formosa (22%) y Jujuy (20%). Asimismo, hay algunas provincias que también crecieron pero por otras causas (ej. recuperaciones tras impactos naturales como el volcán Hudson o reconversiones desde lanares a vacunos como en Patagonia Sur), pero que también impactan sobre los ecosistemas naturales, ej. Santa Cruz (38%), Chubut (29%) y Tierra del Fuego (29%).

(v) La extracción de productos madereros de los bosques nativos presentó una fuerte retracción en el país en los últimos años comparando antes y después de la sanción de la ley n° 26.331 (-27%) para la mayoría de las provincias, incluyendo las mayores productoras (Misiones, Santiago del Estero y Córdoba).

Algunas, sin embargo, en estrecha relación a lo antes expuesto en referencia a los cultivos y el ganado, incrementaron las tasas de extracción de productos forestales, entre ellas Salta (26%), Jujuy (10%) y Formosa (5%).

(vi) La ocurrencia de fuegos es común en algunas provincias y mucho más esporádicas en otras, donde los incendios espontáneos son prácticamente inexistentes y siempre están relacionados al hombre (p. ej. Patagonia Sur). Si bien los fuegos ocurren en diferentes ecosistemas naturales y antrópicos, en su mayoría afectan formaciones de bosques nativos. Las provincias con mayor incidencia de fuegos para el período estudiado fueron La Pampa, Mendoza, San Luis y Río Negro.

(vii) Finalmente, las plantaciones forestales medidas en los inventarios realizados se concentran en un grupo de provincias, no habiendo experimentado un avance significativo en su superficie para el período estudiado, siendo las provincias con mayor superficie plantada las de Corrientes, Misiones, Neuquén y Chubut. Al no haber existido un aumento en las plantaciones, no se observa una correlación con la pérdida de la cobertura del bosque nativo. Asimismo, gran parte de los aportes que realiza el Gobierno Nacional para plantaciones condiciona su otorgamiento a que no genere deforestación de bosques nativos.

Para comprender como se relacionan los factores analizados (tabla 5.12) con la pérdida de cobertura forestal (tablas 5.4, 5.6, 5.8 y 5.10), se llevó a cabo un análisis de correspondencia canónico (CCA). Este análisis incluyó como variables respuesta para cada provincia la deforestación anual expresada en forma porcentual respecto del total de bosque (2001-2016), y como variables explicatoriaslas descriptas previamente. Los ejes seleccionados para este análisis fueron el 1 y el 2 (autovectores con valores de 0,075 y 0,059, respectivamente) que presentaron una inercia total de 0,429, y donde el análisis en forma conjunta explicó el 62% de la varianza observada. Las variables analizadas (tabla 5.12) tuvieron diferente peso sobre los ejes analizados a la hora de explicar las tasas de pérdida de cobertura forestal, e influyeron en forma diferencial para agrupar a las diferentes provincias (el tamaño de la flecha y la proyección sobre cada eje refleja la influencia sobre los mismos) (fig. 5.7). La densidad poblacional, en forma directa o inversamente proporcional, sigue un camino opuesto a la infraestructura (p. ej. rutas) y a las actividades agrícola-ganaderas (no se observó un patrón diferencial en estas actividades antes y/o después de la promulgación de la ley n° 26.331). La extracción maderera acompaña a la ganadería y la agricultura, explicada en gran parte por la tasa de deforestación asociada al avance de la frontera agropecuaria. Los incendios tienen peso en una dirección diferente y no están directamente asociados a los otros factores, al igual que las plantaciones. Estas últimas no están relacionadas con las actividades agrícola-ganaderas ni con las extracciones madereras, ya que mayormente las instalaciones de las mismas se realizaron en forma previa al período analizado.

Tabla 5.12. Indicadores de uso del suelo utilizados para analizar las sinergias y conflictos con la cobertura del bosque nativo por provincia para los períodos previos y posteriores a la implementación de la ley n° 26.331.

Provincia	Población 01-10 (%)	Rutas 13 (m.km²)	Cultivos 00-10 (mill ha)	Cultivos 11-16 (mill ha)	Cultivos (% variación)	Ganado 00-10 (x1000 ha)	Ganado 11-16 (x1000 ha)	Ganado (% variación)	Madereo 00-10 (ton.año)	Madereo 11-13 (ton.año)	Madereo (% variación)	Fuegos 00-16 (x1000 ha)	Plantaciones 14 (x1000 ha)
Buenos Aires	11,5	15,1	10,06	12,21	21,4	17156,2	16998,4	-0,9	0,0	0,0	0,0	96,1	0,0
Catamarca	9,9	12,1	0,08	0,06	-20,1	220,2	245,9	11,7	34,0	27,9	-18,0	58,3	0,0
Chaco	7,2	10,9	1,40	1,44	3,1	2294,6	2599,5	13,3	36,4	20,0	-45,2	127,0	4,4
Chubut	23,2	8,6	0,00	0,00	0,0	179,4	231,0	28,7	6,5	0,7	-88,6	13,3	38,7
Córdoba	7,9	17,2	6,94	8,41	21,3	5769,0	4497,5	-22,0	138,9	143,3	3,2	152,6	0,0
Corrientes	6,6	21,3	0,13	0,14	4,7	4213,4	4937,6	17,2	43,7	29,9	-31,5	8,8	320,1
Entre Ríos	6,7	21,6	2,00	2,23	11,8	4049,1	4238,8	4,7	30,5	0,0	-100,0	8,3	47,5
Formosa	9,0	19,4	0,06	0,06	-3,6	1456,1	1778,0	22,1	153,3	161,4	5,3	1,6	2,4
Jujuy	10,0	25,4	0,05	0,04	-12,0	82,2	98,9	20,2	38,4	42,1	9,7	47,3	11,8
La Pampa	6,6	11,5	1,79	1,55	-13,5	3331,1	2819,9	-15,3	22,9	18,2	-20,5	1831,4	0,3
La Rioja	15,1	22,0	0,00	0,00	0,0	178,7	158,0	-11,6	22,9	13,4	-41,3	175,7	0,0
Mendoza	10,1	15,0	0,00	0,00	0,0	399,8	415,0	3,8	30,0	14,3	-52,2	869,2	6,2
Misiones	14,1	30,2	0,19	0,09	-54,4	346,2	430,5	24,4	242,9	44,9	-81,5	2,7	206,1
Neuquén	16,3	14,4	0,00	0,00	0,0	161,6	200,2	23,9	12,9	5,7	-56,0	5,0	70,3
Río Negro	15,5	11,0	0,00	0,00	0,0	546,7	494,3	-9,6	11,0	9,0	-17,9	308,2	13,2
Salta	12,5	13,4	0,88	1,13	28,8	670,9	1119,0	66,8	78,9	99,5	26,2	94,1	4,0
San Juan	9,8	14,3	0,00	0,00	0,0	30,2	35,8	18,4	0,4	0,3	-27,0	0,2	1,3
San Luis	17,5	13,0	0,30	0,69	130,6	1453,7	1526,8	5,0	90,6	76,0	-16,1	697,2	0,0
Santa Cruz	39,1	9,6	0,00	0,00	0,0	64,4	88,8	37,9	2,5	2,1	-14,2	16,0	0,0
Santa Fe	6,5	20,7	4,88	4,88	0,1	6434,2	6313,2	-1,9	13,8	2,9	-79,2	3,9	0,0
Santiago del Estero	8,6	11,9	1,22	2,05	67,8	1095,2	1423,9	30,0	221,6	181,0	-18,3	56,8	4,6
Tierra del Fuego	25,8	22,8	0,00	0,00	0,0	34,3	44,2	29,0	49,0	50,6	3,3	7,7	0,0
Tucumán	8,2	27,5	0,51	0,37	-27,6	122,6	155,6	27,0	28,1	17,1	-39,2	13,4	3,2
Total	**10,6**	**14,39**	**30,49**	**35,36**	**16,0**	**50290,0**	**50850,8**	**1,1**	**1309,2**	**960,5**	**-26,6**	**4594,6**	**734,3**

Población = diferencia porcentual de la población entre censos 2001-2010 (INDEC); Rutas = rutas construidas al año 2013 (Anuario Estadístico de la República Argentina); Cultivos = superficie total de cultivos (2000-2010, 2011-2016, y variación porcentual entre períodos) (MAGyP - INDEC); Ganado = número de cabezas totales de ganado (2000-2010, 2011-2016, y variación porcentual entre períodos) (SENASA - MAGyP - INDEC); Madereo = extracción de productos forestales del bosque nativo (2000-2010, 2011-2013, y variación porcentual entre períodos) (Series Estadísticas Forestales de la República Argentina); Fuegos = superficie afectada por fuegos (2000 al 2016) (Estadísticas Ambientales de la República Argentina); Plantaciones = superficie plantada al año 2014 (MAGyP).

Estos agrupamientos de las variables explican el porqué de la distribución de las provincias en el análisis realizado, en que la cercanía entre ellas indica un mismo patrón y tasa de pérdida de cobertura forestal para el período analizado (2010-2016). Estas variables pueden influir en forma directa (presencia de la variable) o inversamente proporcional a su valor (ausencia de la variable).

Podemos observar (fig. 5.7) que la densidad poblacional explica las bajas tasas de deforestación en Patagonia Sur (Santa Cruz y Tierra del Fuego), y acompaña a las superficies de plantaciones (Chubut, Corrientes y Misiones). El fuego aparece asociado a San Luis, Formosa, Salta, Mendoza. Las actividades extractivas y agrícola-ganaderas a La Pampa, Córdoba, Buenos Aires y Santa Fe. También hay otro grupo que es afectado por los dos grupos de variables descriptos y contrarios al fuego (Neuquén, Río Negro, Catamarca y San Juan), y el resto de las provincias que aparecen en el centro del gráfico que no están influidas por una variable en particular (todas las variables contribuyen para la explicación del ordenamiento).

Este gráfico nos brinda la posibilidad de analizar los factores que influyen sobre la pérdida de cobertura forestal en una provincia determinada, y también para mostrarnos qué provincias presentan un mismo patrón de pérdida de bosques. En este sentido, nos da una orientación de hacia dónde dirigir determinadas políticas para disminuir el impacto de los factores analizados en la pérdida de cobertura forestal.

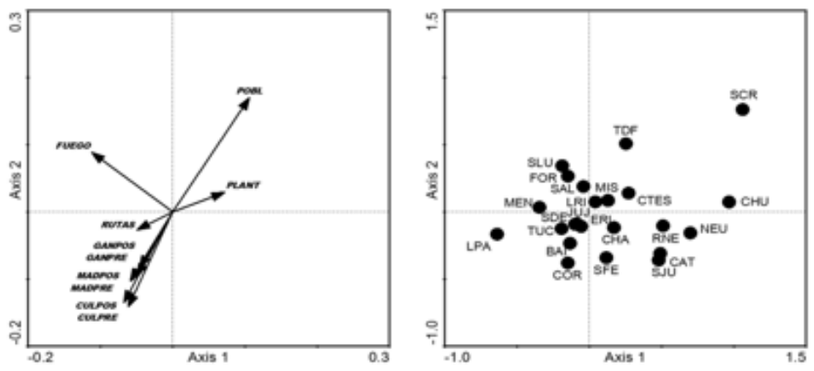


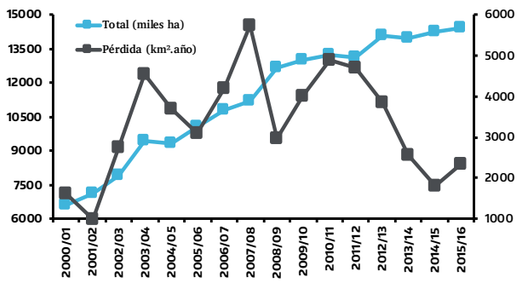
Figura 5.7. Análisis de correspondencia canónico (CCA) donde se muestra el ordenamiento de las provincias (derechas) y el peso de las variables explicatorias en cada eje (izquierda).

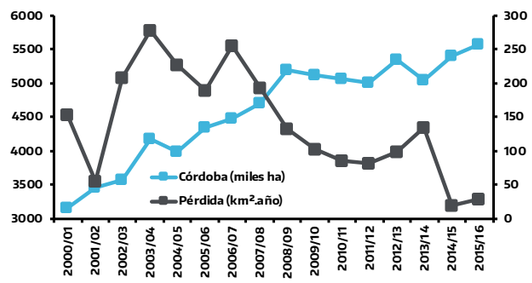
POBL = diferencia porcentual de la población entre censos 2001-2010 (%) (INDEC), RUTAS = rutas construidas al año 2013 (mkm^2) (Anuario Estadístico de la República Argentina),CULTPRE = superficie total de cultivos (2000-2010) (mill ha) (MAGyP - INDEC), CULTPOS = superficie total de cultivos (2011-2016) (mill ha) (MAGyP - INDEC), GANPRE = número de cabezas totales de ganado (2000-2010) (ind miles ha) (SENASA - MAGyP - INDEC), GANPOS = número de cabezas totales de ganado (2011-2016) (ind miles ha) (SENASA - MAGyP - INDEC); MADPRE = extracción de productos forestales del bosque nativo (2000-2010) (ton.año) (Series Estadísticas Forestales de la República Argentina), MADPOS = extracción de productos forestales del bosque nativo (2011-2013) (ton.año) (Series Estadísticas Forestales de la República Argentina); FUEGO =superficie afectada por fuegos (2000-2016) (miles ha) (Estadísticas Ambientales de la República Argentina), PLANT = superficie de plantaciones(2014) (miles ha) (MAGyP).BAI = Buenos Aires, CAT = Catamarca, CHA = Chaco, CHU = Chubut, COR = Córdoba, CTES = Corrientes, ERI = Entre Ríos, FOR = Formosa, JUJ = Jujuy, LPA = La Pampa, LRI = La Rioja, MEN = Mendoza, MIS = Misiones, NEU = Neuquén, RNE = Río Negro, SAL = Salta, SJU = San Juan, SLU = San Luis, SCR = Santa Cruz, SFE = Santa Fe, SDE = Santiago del Estero, TDF = Tierra del Fuego, TUC = Tucumán.

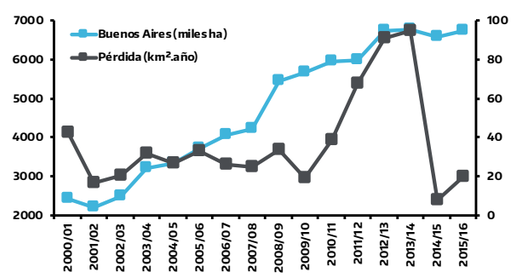
Tal como vimos en el análisis anterior, no todas las variables tienen el mismo peso en la explicación de la pérdida de cobertura forestal, pero hay una variable asociada que es señalada como la responsable directa en el período analizado, los cultivos de soja (Grau *et al*., 2005; Carreño *et al*., 2012). Es por ello, que se realizó un análisis particular de este cultivo junto con la pérdida de cobertura forestal para todo el país y para cada provincia productora de soja (Fig. 5.8). La pérdida de cobertura a escala de país y la superficie de cultivos de soja no presentan una correlación positiva (0,27, p=0,305), donde se observan dos períodos, uno donde acompaña las tasas de deforestación (2000-2012) y otro donde se disocia (2012-2016). Varias provincias acompañan este patrón: (i) Buenos Aires (0,42, p=0,101) con los dos períodos descriptos levemente desplazados (2000-2014, 2014-2016), y que influye fuertemente sobre el patrón descripto para toda la Argentina por la participación del total de la superficie plantada; (ii) Córdoba es similar (-0,49, p=0,050) con un período correlacionado positivamente (2000-2007) y otro negativamente (2007-2016); (iii) Entre Ríos es similar (0,49, p=0,050) con un período correlacionado positivamente (2000-2013) y otro negativamente (2013-2016); y (iv) San Luis que también es similar (-0,09, p=0,739) con un período correlacionado positivamente (2000-2010) y otro negativamente (2010-2016). Hay un segundo grupo de provincias, donde el patrón de superficie cultivada con soja y la pérdida de cobertura forestal es coincidente y correlacionado positivamente: (i) Chaco (0,37, p=0,148); (ii) Corrientes (0,49, p=0,040); (iii) Jujuy (0,56, p=0,022); (iv) Salta (0,45, p=0,070); (v) Santa Fe (0,28, p=0,283);(vi) Santiago del Estero (0,20, p=0,443); y (vii) Tucumán (0,27, p=0,302). Cabe señalar que, dentro de este grupo están las provincias cuya tasa de deforetación ha sido la mas alta del país, como Santiago del Estero, Salta y Chaco, y que esto fue lo que desencadenó todo el proceso que culminó con la sanción de la ley n° 26.331. Finalmente, un tercer grupo de provincias tiene una correlación más errática cuando comparamos estos dos factores, tales como Catamarca (0,25, p=0,339), Formosa (0,03, p=0,902), La Pampa (0,36, p=0,167) y Misiones (-0,71, p=0,002).

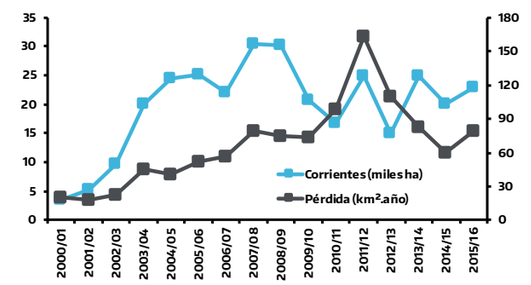
Tal como se desprende de las correlaciones y las figuras, es posible identificar las provincias donde el avance de los cultivos de soja ha influido sobre la pérdida de la cobertura forestal. Cabe destacar que este análisis fue realizado para un período determinado (2000-2016). Al igual que con las plantaciones de especies forestales exóticas, el conflicto entre la expansión de éstas con el bosque nativo ocurrió fuera del período analizado (ej. década del `70s a los `90s) (Grau *et al*., 2005; Carreño *et al*., 2012), tal como ocurrió con otros cultivos (p. ej. caña de azúcar o porotos en el norte argentino) (Aguerre y Denegri, 1996; Gasparri *et al*., 2008). En este sentido, es necesario comprender que un determinado factor de conflicto no se mantiene en el tiempo, sino que la presión de los diferentes procesos sobre los recursos naturales cambia según el entorno político-institucional, social, tecnológico y económico.

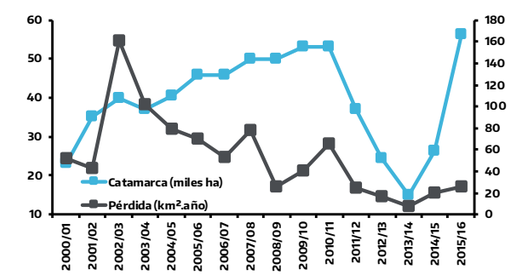
Podemos concluir que es necesario establecer estudios que identifiquen los factores de conflicto en forma previa a que ocurran los mismos, y de ese modo elaborar políticas específicas de atenuación de los impactos, y no, atacar los conflictos cuando ya están desarrollándose, ya que al momento de elaborar políticas específicas, los impactos ya se habrán producido y las políticas tendrán menor efectividad. Una de las maneras de adelantarse a la aparición de nuevos factores de presión es el ordenamiento territorial del espacio rural. Asimismo, también se desprende del análisis que los factores de impacto sobre la cobertura forestal se van desplazando desde las zonas agrícola-ganaderas hacia

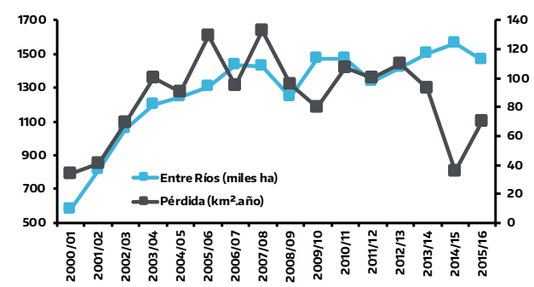


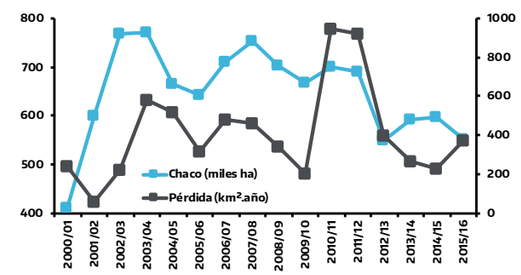


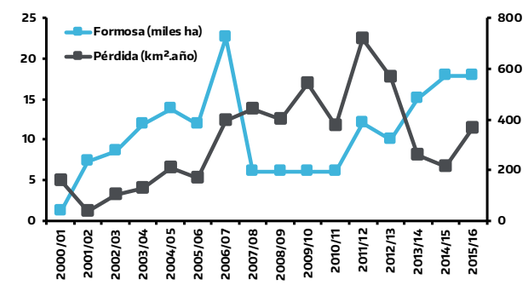


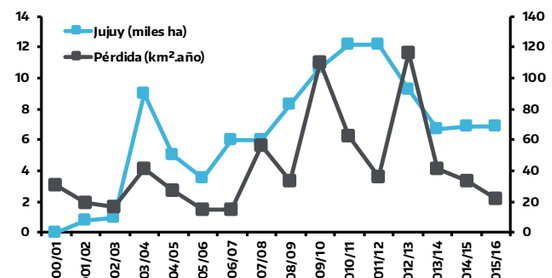


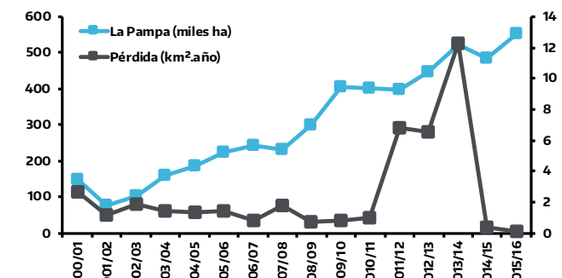


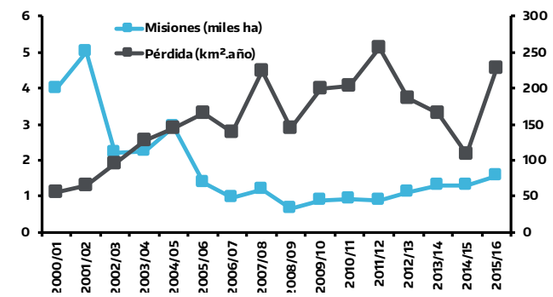


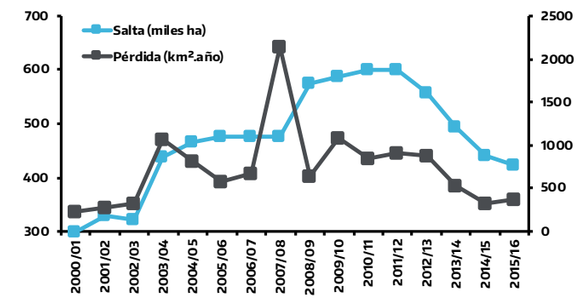


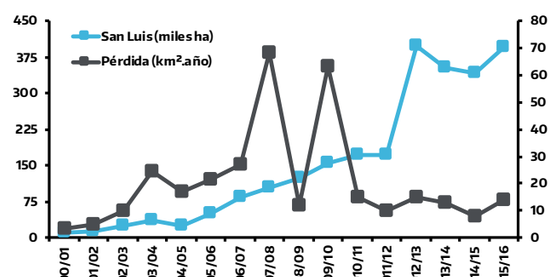


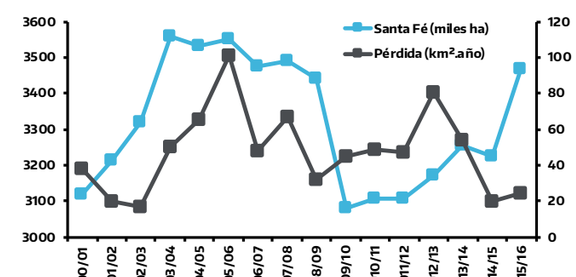


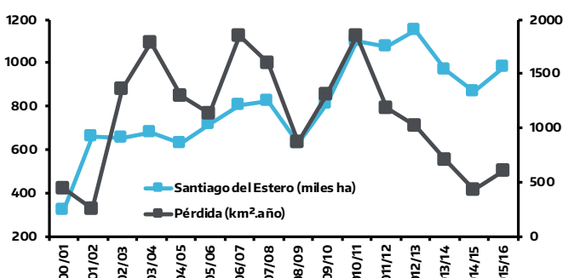












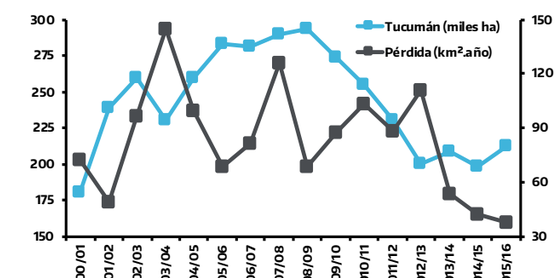


Figura 5. 8. Evolución de la superficie plantada de soja para el total del país o por provincia (puntos negros, eje izquierdo en miles de ha) y la pérdida de cobertura forestal (puntos azules, eje derecho en km².año) para el período 2010-2016 (fuente de MAyDS, 2017 y http://ide.agroindustria.gob.ar).

las periferias, generando impactos similares. Es por ello, que también pueden identificarse los factores que ocurren en la zona núcleo, y prever que los mismos afectarán de manera similar a otras provincias menos productivas. Finalmente, cabe destacar que el análisis también muestra cómo se produce un escalamiento y entrelazamiento de las actividades agrícola-ganaderas que influye sobre la cobertura forestal, p. ej. un aumento en la superficie de cultivos, seguido de un desplazamiento del ganado, afecta las coberturas forestales nativas y genera una mayor producción maderera puntual y no sostenible en el tiempo.

5.7 Conclusiones

La ley n° 26.331 constituye una norma legal disruptiva para un país en el que el uso de los recursos naturales con fines productivos reconocía pocos y muy débiles antecedentes de ordenamiento. Ello suscitó reacciones de índole diversa, y las autoridades nacionales y provinciales debieron ajustar su estructura y funcionamiento para adaptarse a la nueva normativa e intentar su efectiva aplicación. Aunque no es posible afirmar con certeza que la disminución de las tasas de deforestación se haya debido exclusivamente a la vigencia y aplicación de la ley, es legítimo pensar que la misma fue uno de los motores que contribuyeron a desacelerar el proceso de pérdida de cobertura boscosa. Sin embargo, no se puede descartar que un aumento del precio de algunos cultivos no vuelva a incrementar la presión sobre los bosques y la consecuente deforestación. La ley, a través del OTBN, consiguió en la práctica un ordenamiento de las operaciones inmobiliarias para nuevas iniciativas de producción agropecuaria, acotando las operaciones en las zonas en las cuales existen restricciones a la conversión de bosques. Por otro lado, se instaló un amplio debate en toda la sociedad, como consecuencia del cual muchos sectores pudieron incrementar sus conocimientos acerca de los bosques nativos y su importancia como productores de bienes ecosistémicos.

El carácter participativo de los OTBN, en la teoría uno de los puntos más innovadores de la ley, debería pasar de su carácter enunciativo y formal para constituir una realidad en la cual todos los sectores sean convocados a participar desde una posición de adecuada información previa. Posiblemente estructuras permanentes de carácter departamental o de cuencas, permitan que la participación sea efectiva, de modo que llegado el momento de la revisión de los OTBN, todos los actores involucrados participen con conocimientos provenientes de la interacción en las mencionadas estructuras. Para que exista la posibilidad de un manejo sostenible de los ecosistemas boscosos, es necesario que el sector productivo disponga de alternativas que configuren una perspectiva de actividad rentable. Los organismos de ciencia y tecnología, apoyados debidamente por el gobierno nacional, deberían continuar en sus esfuerzos o incrementarlos para lograr modelos productivos que aseguren el mantenimiento de la estructura y función de los bosques de manera compatible con el desarrollo de actividades de producción agropecuaria en los mismos predios. Por último, sería altamente recomendable que las provincias y los municipios de las mismas adecúen sus sistemas impositivos de modo que disminuir la presión sobre los predios que tiene alguna restricción (Categoría II) o prohibición de realizar actividades productivas (Categoría I).

Los bosques nativos de la Argentina presentaron cambios significativos en su cobertura forestal durante los últimos años. Estos cambios se vieron influenciados por la promulgación de la ley nacional n° 26.331 y las legislaciones provinciales asociadas, y cambian de acuerdo con las clasificaciones del OTBN que se realizaron en cada provincia. Algunas veces se observó una aceleración en las tasas de deforestación previa a la promulgación de las leyes, y en otras, las nuevas legislaciones no modificaron las tasas de cambio en la cobertura forestal. Sin embargo, con el paso de los años se observó una disminución en las tasas de deforestación que puede asociarse con los resultados derivados de la inversión en planes de manejo y conservación financiados por la ley n° 26.331. En este sentido, la efectividad de los pagos realizados para los bosques nativos resultó ser una herramienta útil para disminuir las tasas de cambio, pero que no llega a evitar la deforestación en sí misma. Por otra parte, las causas que generan esta pérdida de cobertura se deben a factores naturales (p. ej. deslizamientos, volteos de viento) o derivadas de acciones del hombre, tanto indirecta (p. ej. incendios) como directamente relacionados con actividades productivas. Estos factores varían con las provincias, asociados principalmente a la densidad poblacional, la actividad agropecuaria y la ganadería, que se asocia con los incendios y la extracción de madera proveniente del bosque nativo. En el caso particular de los cultivos de soja, los mismos explican gran parte de la deforestación en muchas provincias argentinas, y se asocian a algunos períodos para toda la Argentina, decreciendo en significancia durante los últimos años (2012 al 2016).

En síntesis, este capítulo permitió dimensionar los impactos producidos por los conflictos que existen en el uso potencial del suelo, entre el bosque nativo y otras actividades productivas, así como la cuantificación en forma efectiva los perjuicios y beneficios de la implementación de la ley n° 26.331. Asimismo, puso en evidencia la necesidad de promover iniciativas como el OTBN y financiar programas de pago por prestación de servicios ambientales en el largo plazo. Finalmente, de este capítulo se desprende la necesidad de establecer políticas regionales asociadas a los factores vinculadoscon la pérdida de cobertura forestal, en la búsqueda de alternativas de manejo sostenible que combinen propuestas económicas y de conservación

CUADRO 1

¿Se puede considerar que ha fracasado la Ley de Bosques Nativos en la ecorregión Chaco Seco?

Silvia D. Matteucci.
Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET), Argentina.

Sobre la base de los datos de deforestación en las provincias de la ecorregión del chaco seco, cabría preguntarse cuáles son las causas del potencial fracaso de la ley n° 26.331, que ya ha cumplido 10 años, siendo que la deforestación ha ocurrido aun en los sitios calificados como de alto valor de conservación. No puede hablarse de fracaso total de la ley, ya que ha demostrado ser positiva en muchos aspectos, pero en algunos sitios no ha sido positiva su implementación, tal como surge de trabajos científicos que sugieren estrategias para mejorarla (de Obschatko *et al*., 2015; Piquer-Rodríguez *et al*., 2015; Cáceres *et al*., 2016; Seghezzo *et al*., 2017). Las probables causas de este fracaso son de diversos órdenes, entre los cuales los más importantes son la imposibilidad de aplicar multas por deforestación indebida por la falta de un catastro actualizado, que impide identificar al dueño de la parcela deforestada, y la participación inequitativa en las discusiones sobre propuestas de planes de manejo o de regulación de uso de la tierra.

La ley n° 26.331 es coherente, participativa y cuenta con la posibilidad de aplicar mecanismos de control y vigilancia, sin embargo, no ha logrado frenar la deforestación, porque hace falta algo más. Una de las cuestiones que ha sido poco tenida en cuenta es el manejo productivo bajo el bosque de las comunidades de recursos medios y bajos. En esta presentación se parte de tres supuestos: (i) las áreas boscosas ocupadas por campesinos de bajos recursos podrían ser sitios aptos para la protección de bosques sin restringir el uso del mismo; (ii) las áreas boscosas ocupadas por productores pequeños y medianos podrían ser espacios aptos para el establecimiento de sitios muestra para la planificación de actividades diversificadas de producción y protección de servicios ecosistémicos (SE); y (iii) los campesinos hacen un uso multifuncional del paisaje boscoso acorde a los objetivos y criterios de sustentabilidad de la ley de bosques. Partiendo del conocimiento de que las funciones o procesos se convierten en servicios si hay humanos que se benefician de ellos, y que los SE son producidos por la interacción compleja de conjuntos de procesos o funciones (Maynard *et al*., 2010), se inició un estudio socio-ecológico de varias comunidades de recursos medios y bajos dedicadas a diferentes actividades en Santiago del Estero (Matteucci *et al*., 2018) (fig. 5.9).

Se pudo verificar que los supuestos se cumplen, especialmente en referencia al uso multifuncional del bosque. Se encontró que las actividades de los individuos se concentran en cuatro espacios íntimamente asociados: cerco, bosque, peridoméstico y espacio humano. El cerco es una parcela de tamaño reducido, cerrada generalmente con ramas para impedir el ingreso de animales, donde se cultivan cucurbitáceas y maíz principalmente y en algunos casos también alfalfa y avena. Las semillas utilizadas son de cosechas previas y el agua que reciben los cultivos es exclusivamente de lluvia. Del bosque se extraen los productos maderables (leña, varilla, poste, carbón), en general para autoconsumo; también se extraen los frutos



Figura 5.9. Área de bosque nativo dónde se realizó el estudio de caso en la provincia de Santiago del Estero.

para consumo humano y de los animales, los que forrajean diariamente en el bosque. Los frutos recolectados se conservan para la época de escasez de alimento; también se extraen plantas medicinales, carne de monte y miel. En el peridoméstico se encuentra el chiquero (cabras, cerdos, gallinas) y la huerta, sembrada con semillas provistas por el programa ProHuerta del INTA. La huerta se riega periódicamente con agua de lluvia recolectada en un pozo artificial o transportada por camiones del municipio y almacenada en aljibes. Además todas las familias cuentan con represas propias: reservorios a la intemperie de agua de lluvia que se cargan con las lluvias de verano y se secan aproximadamente entre junio y agosto. El agua almacenada en los pozos y aljibes es para consumo humano, mientras que la de las represas se destina a los animales. El espacio humano incluye la vivienda, la cual está construida con materiales de la zona como adobe y horcones de quebracho, combinados con ladrillos y chapa; algunas son construcciones enteramente tradicionales y otras completamente urbanas. Todos estos espacios están rodeados por bosques y algunos cubiertos por las copas de los árboles. Estos cuatro espacios están íntimamente relacionados entre sí, de forma tal que son imprescindibles para el desarrollo de la vida cotidiana de los productores. Por fuera del sistema se encuentran las entradas naturales o renovables, tales como la radiación solar, la lluvia, el viento y los procesos geológicos (fig. 5.10). Los ingresos no renovables son aquellos adquiridos mediante intercambio monetario, tales como electricidad, combustible (en caso de poseer vehículo, que en general es una moto), y otros insumos; las semillas provienen del exterior del sistema, provistas en forma gratuita por el INTA.

La mayoría de los productos son destinados al autoconsumo, pero existen algunas familias que se han asociado y administran en forma comunitaria un almacén en Termas de Río Hondo. Cada integrante prepara y lleva sus productos, presentando una variada oferta: galletitas de algarroba, arropes, mermeladas, queso de cabra, dulce de leche de cabra, hierbas, etc. La compleja trama de interrelaciones existentes dentro del sistema sociedad-naturaleza analizado demuestra la presencia de paisajes multifuncionales originados por la gran diversidad cultural. Esta se

asocia a un uso local con conocimientos tradicionales muy desarrollados y arraigados, que abarcan nociones de ecología, astronomía, geofísica y edáficos, entre otros. En la figura 5.10, empleando los métodos de Odum, se observa que los sistemas manejados por pobladores locales o pequeños campesinos presentan una gran variedad de conexiones e interrelaciones que reflejan la gran complejidad de este tipo de socio-ecosistema. La diversidad de beneficios obtenidos a partir del bosque nativo permite a los habitantes una relativa independencia del mercado, con la producción para autoconsumo e intercambio de una amplia gama de productos primarios y elaborados. Si se compara este tipo de aprovechamiento del bosque con las áreas deforestadas para agricultura, se observa en el primer caso una alta diversidad de especies y de funciones y gran variedad de comportamientos sociales entre comunidades, individuos y aun intrafamiliares. Todo esto redunda en una alta resiliencia al nivel local y regional. Planificadores, ONG y toda organización dedicada a la protección y manejo de los bosques nativos tendrían más éxito involucrando a y aprendiendo de las comunidades locales establecidas desde larga data en la región. Los empresarios podrían cultivar soja con una estrategia sostenible.

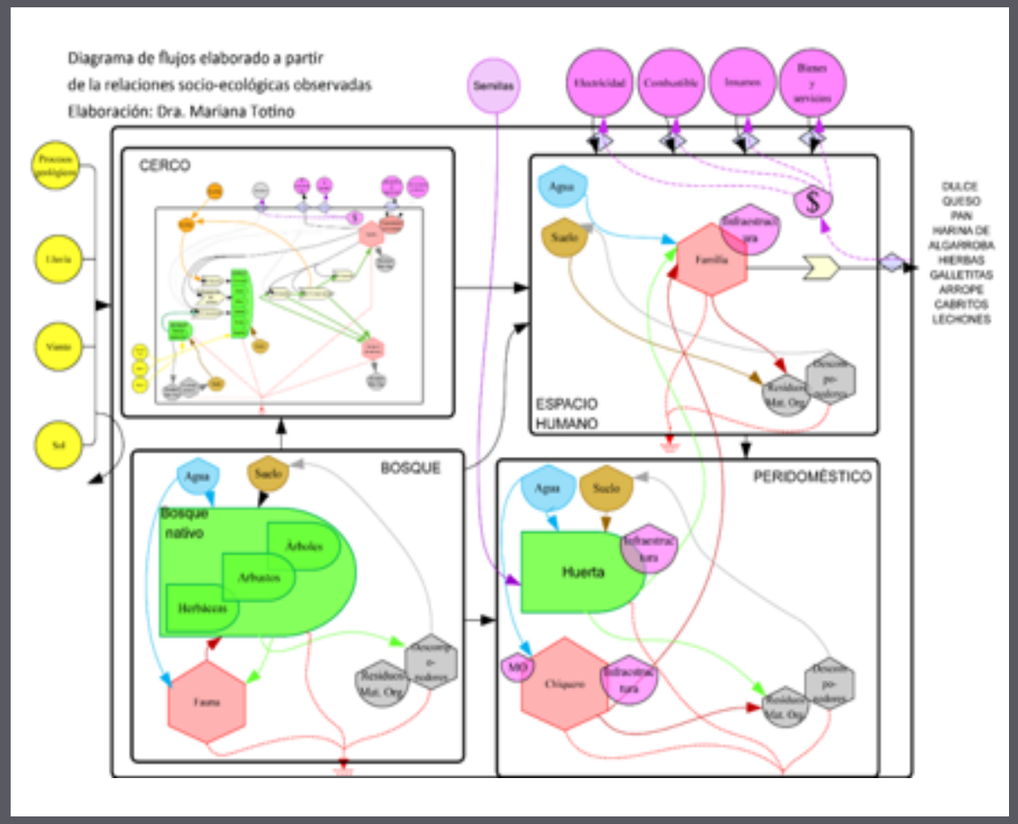


Figura 5.10. Análisis conexiones e interrelaciones de los sistemas manejados por pobladores locales o pequeños campesinos por medio del método de Odum. Fotografía y gráfico, gentileza de Constanza Urdampilleta y Mariana Totino

Bibliografía

Aguerre, M., Denegri, G., 1996.Deforestation in the Chaqueña Region in Argentina.En: Palo, M., Mery, G. (eds.). Sustainable Forestry Challenges for Developing Countries.Environmental Science and Technology Library, vol 10.Springer, Dordrecht, Holanda.

Boletta, P., Ravelo, A., Planchuelo, A., Grilli, M., 2006.Assessing deforestation in the Argentine Chaco.ForestEcology and Management 228, 108-114.

Cáceres, D., 2015. Accumulation by dispossession and socio-environmental conflicts caused by the expansion of agribusiness in Argentina. Journal of Agrarian Change 15(1), 116-147.

Cáceres, D. Silvetti, F., Díaz, S., 2016. The rocky path from policy-relevant science to policy implementation: A case study from the South American Chaco. Current opinion in Environmental Sustainability 19, 57-66.

Carreño, L., Frank, F.C., Viglizzo, E.F., 2012. Trade-offs between economic and ecosystem services in Argentina during 50 years of land-use change. Agriculture, Ecosystems and Environment 154(1), 68-77.

Chan, K.M.A, Satterfield, T., Goldstein, J., 2012. Rethinking ecosystem services to better address and navigate cultural values. Ecol. Econ. 74, 8-18.

Costanza, R., d'Arge, R., de Groot, R., Farber, S., Grasso, M., Hannon, B., Limburg, K., Naeem, S., O'Neill, R.V., Paruelo, J., Raskin, R.G., Sutton, P., van den Belt, M., 1997. The value of the world's ecosystem services and natural capital.Nature 387, 253-260.

de Groot, R.S., Alkemade, R., Braat, L., Hein, L., Willemen, L., 2010.Challenges in integrating the concept of ecosystem services and values in landscape planning, management and decision-making. Ecol. Complex. 7(3), 260-272.

de Obschatko, E.S., Basualdo, A., Kindgard, A., 2015. Cambio climático y agricultura en la Argentina. Aspectos institucionales y herramientas de Información para la formulación de políticas. Instituto Interamericano de Cooperación para la Agricultura. Buenos Aires, Argentina.

Engel, S., Pagiola, S., Wunder, S., 2008. Designing payments for environmental services in theory and practice: An overview of the issues. Ecol. Econ. 65(4), 663-674.

Farley, J., Costanza, R., 2010. Payments for ecosystem services: From local to global. Ecological Economics 69(11), 2060-2068.

Ferraro, P.J., Kiss, A., 2002. Direct payments to conserve biodiversity. Science 29, 1718-1719.

Gasparri, N.I., Grau, R., Manghi, E., 2008. Carbon pools and emissions from deforestation in extra-tropical forests of northern Argentina between 1900 and 2005. Ecosystems 11(8), 1247-1261

Gasparri, N.I., Grau, R., 2009. Deforestation and fragmentation of Chaco dry forest in NW Argentina (1972-2007). Forest Ecology and Management 258, 913-921.

Gómez-Baggethun, E., de Groot, R., Lomas, P., Montesa, C., 2010.The history of ecosystem services in economic theory and practice: From early notions to markets and payment schemes. Ecological Economics 69(6), 1209-1218.

Grau, H.R., Gasparri, N.I., Aide, T.M., 2005. Agriculture expansion and deforestation in seasonally dry forests of north-west Argentina. Environmental Conservation 32, 140-148.

Hopkins, J.W., 1995. Policymaking for conservation in Latin America: National Parks, reserves, and the environment. Ed. Praeger, Westport, US. 216 pp.

Hoyos, L., Cingolani, A., Zak, M., Vaieretti, M., Gorla, D., Cabido, M., 2013. Deforestation and precipitation patterns in the arid Chaco forests of central Argentina. Applied Vegetation Science 16(2), 260-271.

Izquierdo, A.E., De Angelo, C., Aide, M., 2008. Thirty years of human demography and land-use change in the Atlantic forest of Misiones, Argentina: An evaluation of the forest transition model. Ecology and Society 13(2), 3.

Izquierdo, A.E., Grau, R., 2009.Agriculture adjustment, land-use transition and protected areas in Northwestern Argentina. Journal of Environmental Management 90, 858-865.

Lindenmayer, D., Franklin, J., Lõhmus, A., Baker, S., Bauhus, J., Beese, W., Brodie, A., Kiehl, B., Kouki, J., Martínez Pastur, G., Messier, Ch., Neyland, M., Palik, B., Sverdrup-Thygeson, A., Volney, J., Wayne, A., Gustafsson, L., 2012. A major shift to the retention approach for forestry can help resolve some global forest sustainability issues. Conservation Letters 5(6), 421-431.

Luque, S., Martínez Pastur, G., Echeverría, C., Pacha, M.J., 2010. Overview of biodiversity loss in South America: A landscape perspective for sustainable forest management and conservation in temperate forests. En: Landscape Ecology and Forest Management: Challenges and Solutions in a Changing Globe (Li, C., Lafortezza, R., Chen, J., Eds.). HEP-Springer. Amsterdam, Holanda. Cap. 15, pp 352-379.

Martínez Pastur, G., Peri, P.L., Cellini, J.M., Lencinas, M.V., Barrera, M., Ivancich, H., 2011. Canopy structure analysis for estimating forest regeneration dynamics and growth in *Nothofagus pumilio* forests. Annals of Forest Science 68, 587-594.

Martínez Pastur, G., Peri, P.L., Lencinas, M.V., García Llorente, M., Martín López, B., 2016. Spatial patterns of cultural ecosystem services provision in Southern Patagonia. Landscape Ecology 31, 383-399.

Martínez Pastur, G., Peri, P.L., Huertas Herrera, A., Schindler, S., Díaz Delgado, R., Lencinas M.V., Soler, R., 2017a. Linking potential biodiversity and three ecosystem services in silvopastoral managed forests landscapes of Tierra del Fuego, Argentina. International Journal of Biodiversity Science, Ecosystem Services and Management 13(2), 1-11.

Martínez Pastur, G., Cellini, J.M., Barrera, M.D., Lencinas, M.V., Soler, R., Peri, P.L., 2017b. Influencia de factores bióticos y abióticos en el crecimiento de la regeneración pre- y post-cosecha en un bosque de *Nothofagus pumilio*. Bosque 38(2), 247-257.

Martínez Pastur, G., Perera, A., Peterson, U., Iverson, L., 2018. Ecosystem services from forest landscapes: An overview. En: Ecosystem services from forest landscapes: Broadscale considerations (Perera, A., Peterson, U., MartínezPastur, G., Iverson, L., Eds.). Pp 1-10. Ed. Springer, Cham, Switzerland.

Matteucci, S.D., Totino, M., Urdampilleta, C., 2018. Aprovechamiento de servicios ecosistémicos por parte de comunidades campesinas como estrategia de conservación de bosques nativos en Santiago del Estero. Fronteras 16, 30-50.

Maynard, S., James, D., Davidson, A., 2010. The development of an ecosystem services framework for South East Queensland. Environmental Management 45, 881-895.

Millennium Ecosystem Assessment (MEA), 2005. Ecosystems and human wellbeing: Current state and trends. Island Press, Washington, USA.

Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible (MAyDS), 2017. Informe de estado de implementación 2010-2016 de la Ley n°26.331 de Presupuestos Mínimos de Protección Ambiental de los Bosques Nativos. MAyDS, Buenos Aires, Argentina. 41 pp

Odum, H.T., Odum, E.C., 1976. Energy basis for man and nature. McGraw Hill, New York, USA.

Patterson, T., Coelho, D., 2009.Ecosystem services: Foundations, opportunities, and challenges for the forest products sector. Forest Ecology and Management 257, 1637-1646.

Piquer-Rodríguez, M., Torella, S., Gavier-Pizarro, G., Volante, J., Somma, D., Ginzburg, R., Kuemmerle, T., 2015. Effects of past and future land conversions on forest connectivity in the Argentine Chaco. Landscape Ecology 30, 817-833.

Reyers, B., Biggs, R., Cumming, G.S., Elmqvist, T., Hejnowicz, A.P., Polasky, S., 2013.Getting the measure of ecosystem services: A social-ecological approach.Front. Ecol.Environ. 11, 268-273.

Saarikoski, H., Schleyer, Ch., Primmer, E., Aszalós, R., Baró, F., Berry, P., Garcia Blanco, G., Goméz-Baggethun, E., Carvalho, L., Dick, J., Dunford, R., Hanzu, M., Izakovicova, Z., Kertész, M., Kopperoinen, L., Köhler, B., Langemeyer, J., Liquete, C., Luque, S., Mederly, P., Niemela, J., Palomo, I., Martínez Pastur, G., Peri, P.L., Preda, E., Priess, J., Saarela, S.R., Turkelboom, F., Vadineanu, A., Verheyden, W., Vikström, S., Young, J., 2018. Institutional challenges in putting ecosystem services in practice. Ecosystem Services 29, 579-598.

Seghezzo, L., Volante, J., Paruelo, J., Somma, D., Buliubasich, C., Rodríguez, H., Gagnon, S., Hufty, M., 2011.Native forests and agriculture in Salta (Argentina): Conflicting visions of development. Journal of Environment and Development 20(3), 251-277.

Seghezzo, L., Venencia, C., Buliubasich, E.C., Iribarnegaray, M.A., Volante, J.N., 2017. Participatory, multi-criteria evaluation methods as a means to increase the legitimacy and sustainability of land use planning processes: The case of the Chaco Region in Salta, Argentina. Environmental Management 59(2), 307-324.

Swallow, B., Kallesoe, M., Iftikhar, U., van Noordwijk, M., Bracer, C., Scherr, S., Raju, K., Poats, S., Kumar Duraiappah, A., Ochieng, B., Mallee, H., Rumley, R., 2009. Compensation and rewards for environmental services in the developing world: Framing pan-tropical analysis and comparison. Ecology and Society 14(2), e26.

Turkelboom, F., Jacobs, S., Leone, M., Kelemen, E., García Llorente, M., Baró, F., Berry, P., Termansen, M., Barton, D., Stange, E., Thoonen, M., Kalóczkai, A., Vadineanu, A., Castro, A., Czúcz, B., Röckmann, C., Wurbs, D., Odee, D., Preda, E., Gómez-Baggethun, E., Rusch, G., Martínez Pastur, G., Palomo, I., Dick, J., Casaer, J., Van Dijk, J., Priess, J., Langemeyer, J., Mustajoki, J., Kopperoinen, L., Baptist, M., Peri, P.L., Mukhopadhyay, R., Aszalós, R., Roy, S., Luque, S., Rusch, V., 2018. When we cannot have it all: Ecosystem services trade-offs in real-life planning contexts. Ecosystem Services 29, 566-578.

Unidad de Manejo del Sistema de Evaluación Forestal (UMSEF), 2014. Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible de la Nación (MAyDS). Regiones Forestales de Argentina. Mapas Ambientales (http://mapas.ambiente.gob.ar/).

Zak, M., Cabido, M., Cáceres, M., Díaz, S., 2008. What drives accelerated land cover change in central Argentina? Synergistic consequences of climatic, socioeconomic, and technological factors. Environmental Management 42, 181-189.

Zheng, H., Robinson, B., Liang, Y., Polasky, S., Ma, D., Wang, F., Ruckelshaus, M., Ouyang, Z., Daily, G., 2013. Benefits, costs, and livelihood implications of a regional payment for ecosystem service program. PNAS 110(41), 16681-16686.

6

Selvas en Misiones

Autores

Paula I. Campanello[1]; Norma I. Hilgert[2,3]; Martín Pinazo[4]; Sara Barth[4]; Mario Di Bitetti[2,3]; Jonathan von Below[2,3]; Marcelo Arturi[5]; Juan Goya[5]; Kristina Cockle[2,6]; Mariano Giombini[2]; Mariana Villagra[2]; Piedad Cristiano[7]; Débora di Francescantonio[3]; Daily García[2,3]; Carolina Trentini[2]; Virginia Díaz Villa[7]; Sabrina Rodríguez[5]; Micaela Medina[5]; Luis Ritter[3,5]; Corina Graciano[8]; Ernesto Crechi[4]; Ana P. Moretti[8]; Flavia Olguín[8]; Guillermo Goldstein[7]; Hugo Fassola[4]

[1]Centro de Estudios Ambientales Integrados, Facultad de Ingeniería, Universidad Nacional de la Patagonia San Juan Bosco, Esquel, Chubut, CONICET. [2]Instituto de Biología Subtropical nodo Iguazú, Universidad Nacional de Misiones, CONICET, Puerto Iguazú, Misiones. [3]Facultad de Ciencias Forestales, Universidad Nacional de Misiones, Eldorado, Misiones. [4]Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria, EEA Montecarlo, Misiones. [5]Laboratorio de Investigación en Sistemas Ecológicos y Ambientales, Facultad de Ciencias Agrarias y Forestales, Universidad Nacional de La Plata, La Plata, Buenos Aires. [6]Proyecto Selva de Pino Paraná, San Pedro, Misiones. [7]Laboratorio de Ecología Funcional, Instituto de Ecología, Genética y Evolución de Buenos Aires, Facultad de Ciencias Exactas y Naturales, Universidad de Buenos Aires, CONICET, Buenos Aires. [8]Instituto de Fisiología vegetal, Universidad Nacional de La Plata, CONICET.

Resumen

La Selva Misionera forma parte de una de las ecorregiones más amenazadas a nivel mundial. Para conservar una superficie representativa de estos bosques subtropicales es necesario manejarlos de manera sostenible y reducir la deforestación y fragmentación. La mayor parte de la superficie boscosa se encuentra degradada. La explotación comercial de las principales especies nativas con extracciones de alto impacto, combinadas con la falta de manejo post-extracción y con ciclos de corta de menos de 20 años, dio como resultado una productividad actual inviable desde el punto de vista económico. La diversificación productiva como estrategia, donde se combinen manejos que promuevan la recuperación de la estructura de parte de los bosques remanentes, y la aplicación de técnicas silvícolas que incrementen significativamente la producción, tanto de madera como de otros productos forestales no maderables, podría generar

ingresos económicos que estimulen la conservación del bosque a largo plazo. Se necesitan incentivos a este tipo de modelos de producción diversificados, los cuales pueden complementarse con disminuciones impositivas en compensación por la provisión de servicios ecosistémicos, pero también políticas de control forestal, en particular para disminuir el comercio ilegal de madera nativa, la cual reduce considerablemente la rentabilidad de los productores responsables. Es necesario mayor financiamiento directo a los productores para el manejo, así como a organismos dedicados al monitoreo de bosques y a generar conocimiento que permita avances concretos en el desarrollo y aplicación de técnicas silvícolas y modelos de manejo sostenible del bosque.

6.1 Descripción de la vegetación y relaciones fitogeográficas

.La selva subtropical de Misiones es parte del Bosque Atlántico que, con una superficie original de 1.48 millones de km^2 (Ribeiro *et al.*, 2009), se distribuía a lo largo de 3300 km por la costa atlántica de Brasil, sudeste de Paraguay y noreste de Argentina. Hasta hace dos siglos, el Bosque Atlántico era el segundo ecosistema boscoso con mayor extensión en Sudamérica después del bosque amazónico. Casi el 85% de su superficie ha desaparecido debido al proceso de colonización y explotación forestal al que fue sometido tempranamente, particularmente en Brasil, y el cual se incrementó notablemente durante el último siglo (FVSA y WWF, 2017). Este ecosistema es considerado a nivel mundial como una de las cinco regiones más diversas y amenazadas, con altos niveles de endemismo (Myers *et al.*, 2000).

Debido a las diferentes condiciones de precipitación y temperatura a lo largo de toda su distribución, este bosque se subdivide en ocho subregiones (Cardoso da Silva y Casteleti, 2003), dos de las cuales se encuentran parcialmente representadas en Argentina: a) el *bosque interior o Bosque Atlántico semideciduo*, que ocupa la mayor parte de Misiones, y b) el *bosque mixto con araucaria*, que aparece en forma de manchón hacia el nordeste de la provincia. El Bosque Atlántico semideciduo tenía antes del inicio de la colonización europea una extensión de 500.000 km^2, y se estima que se ha perdido aproximadamente el 92% de la superficie (WWF, 2017). Actualmente, la mayor cobertura se encuentra en Misiones, Argentina, en donde el bosque ocupa una superficie de 16.000 km^2 (aproximadamente el 58% de la cobertura original en la provincia) de acuerdo al Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible (MAyDS, 2017).

Los bosques de Misiones tienen en general tres estratos arbóreos y numerosas lianas (con predominancia de Bignoniaceae, Apocynaceae, y Fabaceae), epífitas (Orquidaceae, Bromeliaceae) y hemiepífitas (*Ficus* spp., *Phylodendron* sp.), con un sotobosque dominado por helechos, por especies de Rubiaceae, Piperaceae, y por bambúceas herbáceas (*Olyra* spp.) y leñosas de pequeño porte (*Chusquea ramosissima*, *Chusquea tenella*, *Merostachys claussenii*), estas últimas muy abundantes principalmente en ambientes disturbados (Campanello *et al.*, 2007b).

En el bosque interior, pueden distinguirse comunidades que se diferencian en cuanto a la abundancia de algunas especies características (Martínez-Crovetto, 1963; Cabrera, 1976): 1) Selvas de laurel y guatambú, 2) selvas de palo rosa, laurel y guatambú, y 3) selvas con urunday. Las primeras son las de mayor extensión en la provincia. A las abundantes especies *Nectandra angustifolia* (laurel) y *Balfourodendron riedelianum* (guatambú) se le suman más de 100 especies arbóreas, siendo algunas de las más características en el dosel medio y superior (con 20 a 30 metros de altura) *Ocotea puberula*, *Nectandra lanceolata*, *Myrocarpus frondosus*, *Lonchocarpus leucanthus*, *Enterolobium contortisiliquum*, *Parapiptadenia rigida*, *Cabralea canjerana*, *Holocalyx balansae*, *Bastardiopsis densiflora*, *Cedrela fissilis*, *Cordia trichotoma*, *Cordia americana*, *Handroanthus heptaphyllus* y *Ruprechtia laxiflora*. Algunas especies comunes en el dosel inferior son *Sorocea bonplandii*, *Actinostemon concolor*, *Trichilia* spp. A las especies ya mencionadas, en las selvas de palo rosa, laurel y guatambú se suma *Aspidosperma polyneuron* (palo rosa), especie de hasta 45 m de altura que dominaba los bosques de todo el norte de Misiones

y de gran parte del estado de Paraná en Brasil antes de su intensa explotación (Biloni, 1990; Carvalho, 1994). El palo rosa forma manchones de alta densidad de individuos acompañado por el palmito (*Euterpe edulis*) y por una abundancia relativamente alta de especies del género *Ficus* (figura 6.1). Las selvas de urunday (*Myracrodruon balansae*) se extienden por las serranías del sur de la provincia entremezclándose con las selvas de laurel y guatambú hacia el norte y con las sabanas denominadas Distrito de los campos según Martínez Crovetto (1963) y Cabrera (1976). Estos bosques son de menor altura, y con presencia de especies chaqueñas como *Vachellia caven* y *Lithraea molleoides* (Rodríguez *et al*., 2004).

Entre el 25 y el 50% de las especies de árboles del dosel pierden las hojas durante el invierno (Leite y Klein, 1990). Este porcentaje de especies es mayor hacia el sur de la provincia, en coincidencia con lo que algunos autores en Brasil han clasificado como un bosque deciduo (Teixeira *et al*., 1986). Las selvas del sudeste de Misiones sobre la vertiente del río Uruguay se caracterizan además por la presencia en el sotobosque de helechos arborescentes del género *Alsophila* y *Dicksonia* (Martínez Crovetto, 1963).



Figura 6.1. Bosque de *Aspidosperma polyneuron* (palo rosa) y *Euterpe edulis* (palmito) en el norte de Misiones. (Foto: Emilio White).

El bosque mixto con araucaria se extiende sobre el planalto austrobrasileño y penetra en el noreste y centro este de Misiones (figura 6.2). Además de las especies de árboles típicas de las selvas de laurel y guatambú, son características de estas selvas *Araucaria angustifolia*, *Ilex paraguariensis* y especies del género *Ocotea*. Cabe destacar que esta subregión en la provincia de Misiones es considerada muchas veces una zona de ecotono entre el bosque interior y el bosque mixto con araucaria que estaría representado casi exclusivamente en Brasil (Ríos *et al*., 2010). En Brasil, la abundancia de *A. angustifolia* es mucho mayor y el bosque tiene una composición más definida que en Argentina. Esta baja abundancia relativa de araucaria en Misiones no es reciente, y ha sido corroborada con estudios polínicos (Gessert *et al.,* 2011). También hay evidencias de que la distribución de los bosques de *A. angustifolia* tiene una estrecha relación con la presencia de las comunidades que consumían sus frutos (piñones), por lo cual no puede descartarse que la dispersión de araucaria hasta Misiones haya estado también ligada a la actividad humana (Reis *et al*., 2014). La *Araucaria angustifolia* es la única especie nativa de Misiones para la cual se avanzó tempranamente en el desarrollo de técnicas silviculturales y su cultivo en macizos, y ha sido, y posiblemente aun lo sea, la especie nativa que más se ha cultivado en el país.



Figura 6.2. Bosque de araucaria y helechos arborescentes en el noreste de Misiones. (Foto: Kristina Cockle).

Un numeroso grupo de las especies de árboles relativamente abundantes en los bosques de Misiones, muchas de ellas deciduas o brevideciduas, presentan una distribución disyunta en Sudamérica siguiendo la distribución de los bosques neotropicales estacionales secos, con los cuales la selva pluvial semicaducifolia tiene una considerable semejanza florística (Prado, 2000; Pennington *et al*., 2009; Werneck *et al*., 2011), y por lo cual los bosques de Misiones pueden considerarse bosques secos estacionales (Banda *et al*., 2016).

Las bajas temperaturas que se registran durante el invierno pueden actuar como un reemplazo de factores de sequías moderadas, y también restringen la distribución de algunas especies. De hecho, las selvas de Misiones constituyen el límite austral de algunas especies tropicales, como por ejemplo la palmera *E. edulis* (palmito). Esta especie se distribuye preferentemente en sitios topográficamente elevados en el norte de la provincia, los cuales se caracterizan por estar libres de heladas (Gatti *et al*., 2008). Topográficamente, el Bosque Atántico semideciduo o bosque interior se extiende desde pocos metros sobre el nivel del mar hasta los 800 m s.n.m. (Oliveira-Filho y Fontes, 2000), existiendo áreas planas, mesetas de erosión hídrica y eólica y pendientes pronunciadas en los márgenes de los grandes ríos. Los suelos son rojos, principalmente originados por la meteorización de las rocas basálticas y, por lo tanto, ricos en arcillas caoliníticas y óxidos de hierro y aluminio. Poseen un pH ácido y son muy susceptibles a la erosión (Fernández *et al*., 2015; Ligier, 1999). El relieve ondulado y la presencia de numerosos ríos y arroyos afectan también la distribución de las especies, ya sea por su efecto en la frecuencia de heladas o por cambios en las propiedades del suelo y el régimen hídrico, lo cual determina la aparición de comunidades particulares (Matteucci *et al*., 2004).

Existen comunidades edáficas a orillas de ríos, arroyos y bañados, en donde predominan bosques bajos. Se suman en estas selvas varias especies de Myrtaceae y manchones de bambúceas leñosas de gran porte, como *Guadua chacoensis* (tacuaruzú) y *Guadua trinii* (jatevó). Estas comunidades, en particular los tacuarales de *G. chacoensis,* son manejadas para la extracción de los culmos que son utilizados localmente en construcción, entre otros usos (cuadro 1). Estos bosques se prolongan a lo largo de ríos y arroyos dando lugar a los bosques fluviales, los cuales han sido más estudiados en la provincia de Corrientes (cuadro 2).

Los bosques de Misiones albergan una alta diversidad vegetal que incluye más de 3000 especies de plantas vasculares (Giraudo *et al*., 2003). Se ha observado que, incluso en bosques degradados por explotación forestal, pueden registrarse unas 40 especies leñosas en tan solo 0,1 hectáreas (Campanello *et al*., 2007a). La confluencia de dos dominios fitogeográficos (el de bosque seco estacional y Bosque Atlántico) posiblemente contribuye a la alta diversidad de plantas observada en los bosques de Misiones (Prado, 2000). Muchas enredaderas leñosas (lianas) presentes en los bosques de Misiones también presentan un patrón de distribución asociada a bosques secos estacionales semejante al de los árboles (Malizia *et al*., 2015). Por otra parte, en el departamento de San Ignacio, hacia el sur de la provincia, donde pueden hallarse suelos bien drenados, denominados areniscas, confluyen especies típicas del bosque interior y de las sabanas del centro de Brasil (Biganzoli y Romero, 2007).

6.2 Cambios estacionales de la vegetación, aspectos ecológicos y propiedades de la madera relacionadas con el crecimiento y mortalidad de árboles

Los bosques de Misiones corresponden a bosques subtropicales sin carencia de agua, pero con riesgo de heladas en prácticamente toda su distribución (capítulo 3). La precipitación anual promedio varía entre 1800 y 2000 mm, con leves diferencias mensuales, pero sin un patrón estacional claro de variaciones. Por ejemplo, al norte de la provincia, en las cercanías de Puerto Iguazú, se observan fluctuaciones en las precipitaciones de entre 74 y 274 mm mensuales (figura 6.3a). La temperatura media anual en esa estación meteorológica es de 22ºC, aproximadamente 10°C más baja durante la estación invernal que en la estación más cálida. Las temperaturas mensuales promedio son muy altas desde diciembre hasta febrero, pudiendo superar los 31ºC. Si bien son poco probables, existen temperaturas bajo cero durante el corto período invernal. La radiación solar promedio mensual es de 15 MJ m^{-2} día y se reduce aproximadamente a la mitad durante la estación fría debido al ángulo del sol relativamente bajo y los días más cortos (figura 6.3b). Los cambios estacionales en el déficit de saturación de aire (DSA) son muy marcados, con valores mensuales muy bajos durante el corto invierno (0.28 kPa), particularmente durante mayo, junio y julio. Los valores medios de DSA obtenidos durante el verano oscilan entre 0.71 y 0.78 kPa (diciembre a marzo), pudiendo alcanzar valores diarios de 2.74 kPa (Cristiano *et al*., 2014; 2015). La evapotranspiración (ET) varía entre 2.3 y 5.2 mm por día, disminuyendo durante el invierno en concordancia con los cambios estacionales en el DSA y la radiación global (figura 6.4). La ET anual promedio es de 1350 mm, representando alrededor del 65% de las precipitaciones incidentes en estos bosques (Cristiano *et al*., 2015).

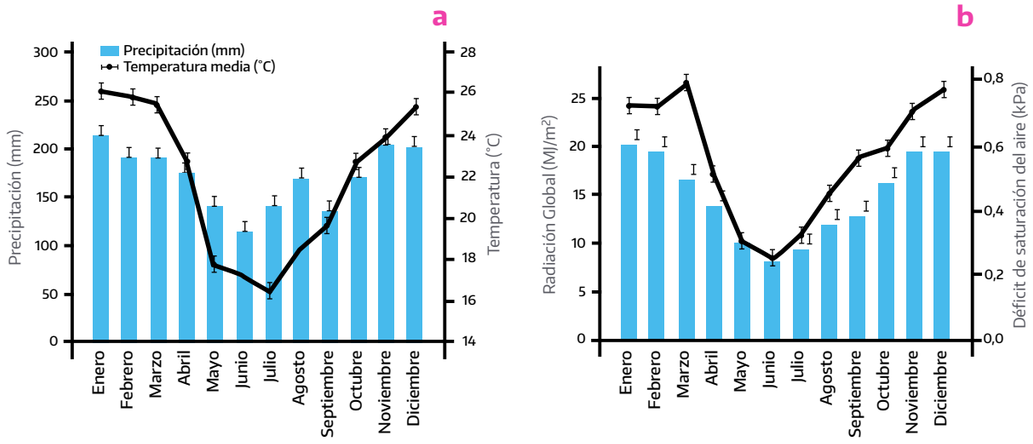


Figura 6.3. (a) Precipitación y temperatura media mensual (±ES). (b) Radiación global y déficit de saturación del aire promedio mensual (±ES). Los promedios se calcularon en base a datos diarios obtenidos entre el año 2000 y 2011 del Servicio Meteorológico Nacional (Iguazú aeropuerto).

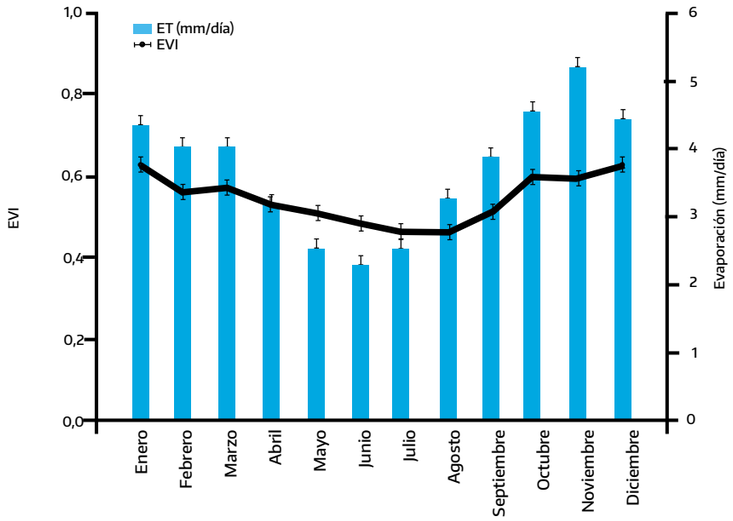


Figura 6.4. Índice verde mejorado (EVI) como estimador de la actividad fotosintética potencial del dosel y evapotranspiración promedio mensual (±ES) en un sitio dentro del área de Reserva del Parque Nacional Iguazú. Los promedios se calcularon en base a datos con una resolución temporal de 8 días obtenidos entre el año 2000 y 2011 del sensor MODIS-TERRA (NASA).

Los bosques de Misiones presentan una elevada actividad fotosintética durante todo el año (Blundo *et al.,* 2018), según indican los valores del índice verde mejorado (EVI, por sus siglas en inglés). El EVI mide la radiación electromagnética reflejada en el rango visible e infrarrojo, proporcionando una estimación de la actividad fotosintética potencial. De acuerdo a mediciones realizadas en las cercanías de Puerto Iguazú, los cambios estacionales del EVI son relativamente pequeños en comparación con los cambios en el índice de área foliar y la temperatura media (figura 6.4, Cristiano *et al*., 2014). Las temperaturas mínimas invernales se encuentran dentro del rango de temperaturas óptimas para la fotosíntesis, permitiendo asimilación de carbono relativamente constante durante todo el año (Zhang *et al*., 2016). De hecho, tan solo el 24% de la biomasa se produce exclusivamente en la estación de crecimiento, y las tasas de producción de biomasa se mantienen relativamente altas durante todo el año (Blundo *et al*., 2018).

A pesar de las abundantes precipitaciones, las altas temperaturas y demanda evaporativa, a partir de noviembre producen una disminución del EVI. Estas condiciones combinadas con alta radiación causan daños en el aparato fotosintético y el cierre de los estomas con la consecuente disminución de la asimilación de CO2 y crecimiento (Cristiano *et al*., 2014). Debido a esta situación y teniendo en cuenta que pueden existir períodos sin precipitaciones en los que las plantas experimentan déficits hídricos (Campanello *et al.,* 2007b), características ecofisiológicas relacionadas con la regulación del uso y el balance de agua, como la utilización de reservorios internos, son adaptaciones importantes en los bosques de Misiones (Oliva Carrasco *et al*., 2015). En concordancia, en sectores del Bosque Atlántico en Brasil se observan contracciones de los troncos por uso de reservorios de agua debido a las sequías tanto estacionales como temporarias (Lisi *et al*., 2008), mientras que en varias especies de árboles en Misiones se observó que

la expansión foliar depende del agua almacenada en los reservorios internos presentes en el tronco principal y ramas (di Francescantonio *et al*., 2018), aun en ausencia de sequía. En bosques estacionales de Brasil esas mismas especies expanden sus hojas al final de la estación seca (Lisi *et al*., 2008). La dependencia en el uso de los reservorios de agua para la expansión foliar podría considerarse una adaptación a las condiciones ambientales de déficit hídrico prolongado en bosques estacionalmente secos donde estas especies evolucionaron.

Además de las abundantes precipitaciones durante todo el año, los bosques de Misiones están sometidos a fuertes ráfagas de viento y tornados (de Oliveira *et al*., 2011). Los árboles tienen sistemas radiculares superficiales y con poca extensión lateral. La lluvia aumenta la carga de agua de las copas, por lo cual una combinación de abundantes precipitaciones y fuertes ráfagas aumenta la vulnerabilidad de los árboles al desarraigo (Mitchell, 2012), en particular en el caso de los árboles dominantes. Los árboles suprimidos, en cambio, se quiebran más que los dominantes porque reciben más ramas grandes o árboles que caen de posiciones superiores (Putz y Brokaw, 1989), y además pueden tener una mayor carga de lianas (Campanello *et al*., 2007a).

Tanto la carga de lianas en la copa como las propiedades biomecánicas de la madera y características estructurales influyen en los modos de mortalidad de los árboles y sus patrones demográficos (Putz *et al.,* 1983; Poorter *et al*., 2008; Kunstler *et al*., 2016). Los árboles con alta dureza y resistencia ante un impacto mueren principalmente desarraigados, mientras que los árboles con baja dureza y resistencia ante un impacto mueren principalmente quebrados, si bien algunas especies dependiendo del daño producido pueden rebrotar. Las causas bióticas son determinantes en los modos de mortalidad de los árboles. Las áreas del tallo atacadas por los insectos son puntos débiles y, por lo tanto, los árboles con menor dureza son más susceptibles a morir quebrados. Asimismo, los árboles fuertemente colonizados por lianas exhiben más daño mecánico que los árboles libres de lianas (Putz y Brokaw, 1989). Una baja resistencia ante un impacto podría ser una adaptación para disminuir el volumen y el peso de la copa, disminuyendo la resistencia de la copa al viento, el peso del agua después de la lluvia y la carga de lianas, todo lo cual aumenta el factor de seguridad de un árbol (Niklas y Spatz, 2010).

Las propiedades biomecánicas se relacionan con la densidad de la madera, y esta con las tasas de crecimiento (Muller-Landau 2004), en parte porque la densidad está directamente relacionada con los costos de construcción de la madera (Poorter *et al.,* 2008). Las especies con menor densidad de madera tienen en general tasas de crecimiento más altas que especies de mayor densidad. Por otro lado, la cantidad de radiación solar interceptada por la copa podría ser tan, o incluso más, importante que la cantidad de recursos asignados a la madera para determinar las tasas de crecimiento de los árboles en bosques tropicales (Poorter *et al*., 2008). Las especies más altas pueden interceptar una mayor cantidad de radiación (Poorter *et al*., 2005) y pueden tener tasas de crecimiento mayores que los individuos con diámetros similares en una posición comparativamente más baja del dosel (Gibert *et al*., 2016). Por ejemplo, en Misiones la especie *Parapiptadenia rigida* (anchico colorado) comparte dos características muy buscadas en el manejo forestal: es una especie de alta densidad de madera y tiene altas tasas de crecimiento. Esta especie, a su vez, es una de las de mayor altura y volumen de copa en la Selva Misionera.

6.3 Aspectos socioeconómicos y políticos del uso y deforestación de los bosques de Misiones

Como se explica en el capítulo 4, la historia más reciente de ocupación del territorio misionero se divide en tres grandes etapas en relación al rol y uso de los bosques: como barrera para la ocupación y el desarrollo (desde 1874 hasta los años 30), como proveedor de materia prima a bajo costo (entre 1930 a 1960), y más recientemente (desde la década del 70 y hasta la actualidad), en que se fomenta el reemplazo del bosque nativo por plantaciones forestales a la vez que comienzan a aplicarse medidas de protección y manejo (Arenhardt, 2010; Mastrángelo, 2012; Ferrero, 2014).

A partir de la segunda mitad del siglo XX se sentaron las bases para la instalación de tres fábricas de pasta celulósica, principalmente en los años 70, a través de incentivos al cultivo de árboles que proveyeran de materia prima a dichas fábricas. Así por ejemplo, el sistema de desgravación, establecido en el decreto 465/74 y la ley nº 21695, otorgó subsidios que promocionaron la realización de plantaciones, incluyendo en sus costos el desmonte. En ambos regímenes se permitía plantar *Araucaria angustifolia*. La primera de las fábricas, Celulosa Argentina SA, contribuyó especialmente a generar infraestructura social en el Alto Paraná. Paralelamente fueron apareciendo fábricas complementarias como las de aserrío que potenciaron la demanda de materia prima de plantaciones. Mientras que la población se duplicaba, comenzaba un proceso de migración rural-urbana y la tenencia de la tierra se concentraba en latifundios, dando lugar a la expansión de grandes empresas forestales. De acuerdo a Izquierdo *et al.* (2008), en el período comprendido entre los años 1973 y 2006 se aceleró la pérdida de bosque nativo, y se incrementó la superficie dedicada a plantaciones forestales de 80.000 a unas 370.000 hectáreas, mientras que otras actividades, como la agricultura y la ganadería, tuvieron un incremento muy leve. A diferencia de otros países de Latinoamérica no se observa en Argentina una transición forestal, es decir la conversión de áreas agrícolas a bosques secundarios acompañando la migración de la población hacia las ciudades (Izquierdo *et al.*, 2008).

El aumento de la deforestación y de la superficie dedicada a plantaciones forestales podría explicarse de manera general y en parte, por los regímenes de promoción forestal nacional, incluyendo la Ley nº 25080 de Inversiones para Bosques Cultivados (promoción para las inversiones que amplíen la superficie plantada con especies nativas o exóticas). Si bien el desmonte no se subsidia desde 1988, la política de promoción de plantaciones forestales permaneció vigente en todos los gobiernos, pudiendo considerarse una política de estado. Esta situación se vio oportunamente acompañada por el desarrollo de tecnología apropiada para la producción en plantaciones, mayoritariamente de especies introducidas y en menor medida de especies nativas, quedando relegada la generación de conocimiento para el manejo del bosque nativo.

También influyeron en la deforestación del bosque y conversión forestal las diferencias de crecimiento y rendimiento financiero, que son mucho más altos y predecibles para las plantaciones (Cubbage *et al.*, 2007). Actualmente, para que el bosque nativo tenga rendimientos que hagan sostenible su uso maderero tendría que incrementarse el volumen producido anualmente en por lo menos 2 m^3 ha^{-1} $año^{-1}$ (Campanello *et al.*, 2019). Los márgenes de ganancia para extraer la madera del bosque hasta los aserraderos actualmente son excesivamente bajos e incluso negativos, lo cual vuelve poco sostenible la actividad maderera. Las diferencias anuales en el margen de ganancia pueden deberse en parte a la fuerte caída del precio de la madera en los últimos años y a la dependencia de la actividad con el valor del dólar, aunque también puede influir fuertemente el comercio ilegal.

Otro factor que también ha incidido en el desmonte es el contexto social. Por ser Misiones una de las provincias más pobres de la Argentina (INDEC, 2012; Bolsi *et al.*, 2009), ha generado y sigue generando una fuerte presión para la conversión de remanentes boscosos a cultivos anuales y pasturas (Holz y Placci, 2003). También han tenido impacto procesos migratorios relacionados con países vecinos. Un caso singular y paradigmático en cuanto al problema social en Misiones es el del cultivo de tabaco, en donde el cambio de uso de la tierra es promovido de manera indirecta. Por ejemplo, en la zona noreste de la provincia las agroindustrias se vinculan a la pequeña producción familiar mediante contratos (García, 2011). De esta forma las empresas prescinden de ser propietarios de la tierra, evitan invertir en el control de la producción primaria y centran su esfuerzo en actividades más rentables como el comercio, el crédito y adelanto de insumos, utilizando la fuerza de trabajo familiar y promoviendo muchas veces la ocupación ilegal de tierras.

En 2011 se estimó la existencia de conflictos por ocupación de la tierra en 150.000 ha de superficies privadas en Misiones, además de conflictos en tierras fiscales. Los ocupantes, generalmente son peones que trabajaban en la extracción de madera nativa y otros pobladores provenientes de diferentes partes de la provincia desplazados por la expansión de la industria forestal y la necesidad de tierra fértil para cultivar tabaco, como también de países limítrofes. Los pobladores son contratados por las empresas tabacaleras, las cuales les proveen la tecnología para el cultivo, fijan las normas de calidad y los precios de compra del producto. Propietarios y ocupantes enfrentados por la tenencia de la tierra terminan finalmente cosechando los árboles remanentes, incluyendo individuos de especies protegidas por ley y en áreas de bosque, sin autorización y convirtiendo así el bosque en tierras cultivadas (Manzanal y Arzeno, 2011; Schiavoni y Gallero, 2017).

La provincia de Misiones intentó promover la conservación de sus bosques nativos mediante la creación de áreas protegidas estrictas, por un lado, y reglamentaciones sobre el manejo forestal sostenible, por otro. Del bosque remanente en Misiones, aproximadamente un 14.5% equivalente a 233.083 hectáreas pertenecen a áreas de protección estrictas, mientras que en una superficie equivalente a 901.617 hectáreas se permite un manejo que no implique la conversión a otro tipo de uso de la tierra (ley provincial XVI nº 105). En relación al manejo sostenible, existen antecedentes en la legislación provincial desde la década del setenta. Cabe mencionar la ley XVI nº 7 (antes decreto ley nº 854/77 o Ley de Bosques), que enfatiza la realización de planes de ordenación de los bosques para su explotación, y define diferentes categorías de bosques, por ejemplo, los bosques protectores, permanentes (como los que se encuentran en reservas provinciales) y de producción. Con la creación de varias reservas privadas y provinciales se avanza un poco más hacia la conservación, en particular la creación de la Reserva de Biosfera Yabotí en 1993 (ley XVI nº 33, antes ley nº 3041) hace hincapié en la necesidad de un desarrollo sostenible a alcanzar con normas técnicas adecuadas y excepciones impositivas a las propiedades dentro de la reserva. Posteriormente, la "Ley de Corredor Verde de la provincia de Misiones" (ley n° 3631) en 1999, actualmente ley XVI

n° 60 "Área Integral de Conservación y Desarrollo Sostenible de la provincia de Misiones", intentó promover la conservación y el desarrollo sostenible de todas las altas cuencas de la provincia. Este "corredor verde" conecta un área equivalente a un tercio de la superficie provincial (un millón de hectáreas aproximadamente), y contempla además la necesidad de recuperar remanentes de bosques degradados, la protección de cuencas, y la restauración de superficies antiguamente cubiertas por bosques para amortiguar los efectos de la fragmentación (Chebez y Hilgert, 2003).

El corredor verde de Misiones es un corredor biológico compuesto por un área remanente de selva que abarca un mosaico de paisajes incluyendo áreas protegidas, propiedades privadas de usos diversos, colonias agrícolas con variadas situaciones socioeconómicas, comunidades originarias y también áreas de conflictos de uso y tenencia de la tierra. Involucra a 22 municipios distribuidos en 8 departamentos, extendiéndose sobre una superficie de 1.108.000 hectáreas del territorio provincial. Este corredor está integrado al norte por los Parques Provinciales Yacuí, Urugua-í y el Parque Nacional Iguazú; al este por la Reserva de Biosfera Yabotí y los Parques Provinciales Esmeralda y Moconá; y al sur por los Parques Provinciales Salto Encantado y el Valle del Cuña Pirú (MEyRNR 2018). A través de la conexión de los remanentes de bosque se busca mantener y/o recomponer el flujo génico en las poblaciones, reducir la endogamia y favorecer los fenómenos de dispersión de especies de flora y fauna, y posibilitar el aporte de nutrientes además de ampliar la oferta de nichos ecológicos y recursos tróficos a las comunidades de plantas y animales (Barbosa *et al*., 2006).

A pesar de las bondades de la ley nº 3631, la implementación de los marcos regulatorios no ha sido exitosa. De hecho, la deforestación entre los años 1998 y 2002 afectó unas 67.200 hectáreas a una tasa de aproximadamente 1,3% anual (UMSEF 2005). Esta tasa de deforestación, una de las más altas a nivel mundial en ese período, estuvo influenciada en gran medida por la conversión de selva a plantaciones de Pinus taeda de grandes empresas forestales. En años subsiguientes se observó una deforestación similar, habiéndose perdido unas 62.400 hectáreas entre los años 2002 y 2006 (UMSEF, 2008).

A partir de la sanción de la Ley nº 26.331 de Presupuestos Mínimos de Protección Ambiental de los Bosques Nativos en el año 2007, la tasa de deforestación anual fue disminuyendo desde 0.8 a 0.1% en el año 2013 (UMSEF, 2012), manteniéndose alrededor del valor de 0.1% hasta la actualidad (UMSEF, 2016). Esto podría indicar un efecto positivo a largo plazo de la Ley n 26331. De acuerdo al ordenamiento territorial corregido en el año 2017, la provincia de Misiones tiene 477.858 hectáreas de bosques que podrían ser reemplazados (Categoría III, verde) y 901.617 ha de bosque nativo que no pueden convertirse a otros usos (Categoría II, amarillo), y para las cuales surge la necesidad de desarrollar técnicas y estrategias de manejo sostenible del bosque.

6.4 Ordenación forestal y normativa relacionada

La mayor parte del bosque nativo en Misiones fue sometio a extracción selectiva convencional (capítulo 4), lo cual implica la tala de los árboles grandes de mayor valor comercial tras lo cual el bosque es abandonado para su eventual recuperación hasta una nueva explotación cuando vuelve a haber disponibilidad de árboles de valor comercial y de tamaño adecuado. Esto implicó un uso extractivista al cosechar las especies de mayor valor comercial, sin planificación ni implementación de prácticas posteriores de manejo silvícola. Las intensidades de extracción bajo este manejo de cosecha tradicional o convencional son muy variables ya que, a pesar que administrativamente los permisos de aprovechamiento involucran a un profesional responsable, en muchos casos las operaciones y decisiones tales como la cantidad de árboles a extraer, la apertura de caminos, y la localización de planchadas, queda en manos de los operarios que realizan el aprovechamiento, quienes a su vez no son supervisados, y tienen en general poco entrenamiento para evitar daños en los árboles remanentes. Incluso, en muchos casos, la búsqueda de árboles se realiza con maquinaria pesada, con lo cual se incrementan innecesariamente los daños tanto en el dosel del bosque como en el suelo aumentando la compactación (Campanello *et al.,* 2009). Esta es una situación común en bosques tropicales alrededor del mundo, y aun con intensidades bajas de extracción (i.e., menos de 5 árboles por hectárea) los mismos pierden valor silvicultural debido a los daños en los árboles remanentes y la compactación del suelo (Putz *et al*., 2008). Por otra parte, y dada la escasa o nula planificación de este tipo de extracción, la misma tiene costos elevados de producción y genera una gran cantidad de residuos forestales que pueden llegar al 40% de pérdida del volumen cosechado (Mac Donagh y Rivero, 2006).

La provincia de Misiones cuenta con legislación específica relacionada al manejo de bosques en un intento de regular y asegurar el manejo sostenible de los bosques. Una de las reglamentaciones, generada para la Reserva de Biosfera Yabotí a partir del año 1994 y aplicada hasta el año 2004 se basaba en la aplicación de la Serie Mínima (que habría sido implementada previamente en el Plan de Ordenación de la Reserva de Puerto Península en los años 80). A partir del año 2004 todos los planes de manejo utilizan el Diámetro Mínimo como método de regulación de cortas. Estos diámetros van desde los 35 cm a 55 cm de diámetro a la altura del pecho y se aplican en función de las distintas especies. Lamentablemente ambas metodologías, por diferentes motivos, han sido ineficientes para asegurar el manejo sostenible del bosque. Si bien no existen estudios o informes que analicen los motivos de los fallos de estas regulaciones en asegurar la sostenibilidad de la producción del bosque, es posible detallar algunos aspectos técnicos que pueden haber limitado su efectividad y/o aplicación.

La normativa aplicada en la Reserva de Biósfera Yabotí tenía como fundamento la necesidad de generación de un plan de ordenación flexible en base a la demarcación de rodales, y por lo tanto el manejo estaba basado en el rodal como método de organización y división del bosque. Este método, denominado ordenación por rodales o método de Judeich, se originó en los años 1871 y 1893 por Fiedrich Judeich en Alemania como respuesta a los rígidos métodos de "tramos periódicos" imperantes en Europa. El método fue modificado por Speidel en 1893 y se basa en establecer el rodal como unidad temporal definida en cada ordenación, como unidad última de inventario y como unidad de corta. Además, el método se basa en la planificación

a corto plazo o "plan especial de cortas" como el núcleo de la ordenación y su flexibilidad radica en la posibilidad de planificar en forma independiente para cada rodal en función de sus necesidades y/o potencialidad específica. Este sistema fue denominado como "método mixto" y en la actualidad se lo denomina simplemente "ordenación por rodales". El método presenta tantas variaciones como países donde se aplica debido a su flexibilidad para adaptarlo a las características del bosque y a los objetivos de la ordenación. Esta flexibilidad permitía adaptar el manejo a las situaciones de mercado y la distribución irregular de muchas de las especies en el terreno, característica típica de muchas de las especies tropicales. Sin embargo, la regulación de cortas mediante la serie mínima es una metodología generada para bosques irregulares templados y en función de las características y dinámica de esos bosques. La serie mínima se aplica en bosques donde todas las especies presentan distribución irregular y, por lo tanto, permite ajustar, en función de los objetivos, una única serie o tantas series como especies presenta el bosque a manejar. En Misiones, la serie mínima se aplicaba a grupos de especies generados por criterios comerciales sin base ecológica ni silvícola. La norma no contemplaba que, si bien la distribución diamétrica de la masa es irregular, no todas las especies presentan este tipo de distribución. Esto significa que un mismo grupo contenía especies con distribuciones diamétricas discontinuas o distribuciones diamétricas sesgadas hacia los diámetros mayores. Por lo tanto, en el caso de algunas especies, como la serie mínima permite la intervención en todas las clases diamétricas, las cortas se concentraban en las clases mayores extrayendo prácticamente todo el volumen de madera acumulado del bosque en el primer ciclo, sin asegurar la presencia de individuos en las clases inferiores para futuras cosechas.

En el caso de la aplicación de la regla de diámetro mínimo de corta, las falencias son similares al método de la serie mínima. Su aplicación no asegura la sostenibilidad del recurso si no está acompañada de técnicas silviculturales que permitan aumentar las tasas de crecimiento, manejar la composición del bosque, disminuir tasas de mortalidad y asegurar la regeneración (Baur, 1965). Si bien la definición de los diámetros mínimos de corta puede estar basada en aspectos relacionados a las características ecológicas de cada especie y de esta manera asegurar la disponibilidad de existencias para el futuro, su aplicación en función únicamente de aspectos comerciales o de mercado únicamente hace de ella una norma ineficiente. Por otra parte, en este caso, la propia norma limita otras técnicas silviculturales, como las de liberación, al prohibir la corta o eliminación de individuos por debajo del diámetro mínimo estipulado.

Al igual que en el caso de la aplicación de serie mínima y a pesar de fijar diámetros mínimos para las diferentes especies, la falta de información sobre los crecimientos a nivel de especie, la utilización de crecimientos orientativos por grupos de especies y la realización de cálculos de posibilidad o intensidad de corta a nivel de bosque no asegura una regulación que contemple los aspectos mínimos para asegurar la sostenibilidad del recurso. A modo de ejemplo, los resultados de una extracción al aplicar el método de tabla de rodal propuesto por Vanclay (1994), teniendo en cuenta datos de estructura, crecimiento y mortalidad por clase diamétrica estimados a partir de parcelas permanentes para un bosque de 20 m^2 ha^{-1} aprovechado 60 años atrás, comparados con los de una extracción al aplicar únicamente el diámetro mínimo de corta, son sensiblemente diferentes. Al aplicar el diámetro mínimo de corta como única regla para un ciclo de corta de 20 años la posibilidad estimada era de 41 m^3 ha^{-1}, mientras que la estimación en base a las existencias y crecimientos era de 11.15 m^3 ha^{-1}, lo cual evidencia la falta de sostenibilidad del diámetro mínimo como única regla.

Otro aspecto contenido en la normativa es la definición de entresaca regularizada como método de tratamiento que limita a realizar una regulación por área únicamente. Limitar el método de regulación a un único método resulta contraproducente en especial atendiendo a las características del bosque. Las especies del trópico y del subtrópico presentan agregaciones espaciales que dependen de factores ambientales y biológicos. De esta manera, es posible que algunas áreas tengan un volumen aprovechable alto mientras que otras no. Esta situación dificulta la planificación de una empresa o propietario que pretenda un flujo continuo de madera. Además las operaciones de aprovechamiento se concentrarían sobre las áreas de mayor disponibilidad generando altas tasas de extracción y por ende altos impactos en estas áreas.

Por otro lado, para la aprobación de planes de manejo se requiere además dejar árboles semilleros, pero al no especificarse los diámetros mínimos necesarios, se dejan en general los árboles más pequeños. Esta deficiencia de la normativa permite eliminar la mayor parte, si no todos, los árboles de mayores diámetros. Los árboles grandes tienen un rol desproporcionado en los ecosistemas, ya que forman parte de redes ecológicas coexistentes de micorrizas, polinización, dispersión de semillas, epífitas, y nidos de vertebrados que ligan los ecosistemas por debajo y arriba del suelo (Simard *et al*., 2013; Filotas *et al*., 2014). En el bosque, estos árboles grandes son fuente de recursos genéticos, regulan el agua y los nutrientes, y proveen hábitat crítico para una gran diversidad de plantas epífitas, animales y hongos, roles bien conocidos globalmente pero que recién se empiezan a estudiar en Misiones (Cockle *et al*., 2010; 2011a; Diaz *et al*., 2012; Grassi *et al*., 2016; Lindenmayer y Laurance, 2016).

6.5 Dinámica y funcionamiento del bosque

6.5.1 Formación de claros y respuesta de las plantas

Los bosques neotropicales se caracterizan por ser sistemas muy dinámicos y están sujetos a la influencia de un amplio espectro de procesos ambientales que varían a lo largo de un gradiente espacio-temporal (Asquith, 2002; Scatena, 2002). Los patrones espaciales son el resultado de procesos diferentes que operan en distintas escalas (Condit *et al*., 2000; Wiegand y Moloney, 2004; Wiegand *et al*., 2007) y guardan relación con los procesos de regeneración propios de las especies, pero también con la heterogeneidad ambiental (Condit *et al*., 2000; Seidler y Plotkin, 2006). Los bosques pueden pensarse como un mosaico de parches de diferentes edades y composición, producto de los disturbios ocurridos a distintos tiempos. Un disturbio es un evento en el tiempo y el espacio que modifica la disponibilidad de recursos y algunas características del ambiente físico (White y Pickett, 1985). Entre los disturbios naturales más comunes que afectan a los bosques podemos citar la caída de árboles, terremotos, erupciones volcánicas, tornados, huracanes, incendios, procesos de remoción en masa. Entre los de origen antropogénico podemos mencionar los cambios en el uso de la tierra y la extracción

selectiva de árboles. En los bosques, el grado de disturbio incide en la diversidad y el patrón de regeneración de las diferentes especies de plantas, por lo cual debe ser considerado como un proceso dinámico que opera a largo plazo (Asquith, 2002).

La formación de claros en el bosque afecta sustancialmente la cantidad de radiación que llega al sotobosque. La luz es uno de los factores ambientales más importantes que determinan el crecimiento, supervivencia y reproducción de las plantas en bosques tropicales (Denslow y Hartshorn, 1994; Chazdon *et al*., 1996). Una parte considerable de la radiación que incide en los bosques es absorbida al atravesar el dosel, por lo que tan solo el 2 – 4% del total llega hasta el sotobosque (Chazdon, 1988; Clark *et al.,* 1996). La radiación que llega a la superficie del suelo consiste en niveles bajos de radiación difusa y eventos breves de pulsos de luz directa de alta intensidad o flecos de luz (Goldstein *et al*., 2016). La frecuencia y duración de estos pulsos, que pueden representar entre el 50 y el 80% de la radiación diaria total, son los factores más importantes que determinan un balance positivo de carbono para las plantas que crecen en el sotobosque (Chazdon, 1988). Debido justamente a que la radiación solar constituye el principal recurso limitante para el desarrollo de las plantas en bosques tropicales húmedos, históricamente se ha tratado de clasificar a las especies de árboles de acuerdo a sus adaptaciones a diferentes niveles de radiación (por ejemplo, heliófitas o pioneras, heliófitas tardías, tolerantes a la sombra). Sin embargo, la definición de los grupos de especies se sustenta en la dicotomía artificial de dividir micrositios en el bosque en dos categorías (claros y sotobosque), cuando en realidad existe un gradiente de condiciones microambientales (Wright *et al.,* 2003). Por otra parte, la mayoría de las especies de árboles en los bosques tropicales son generalistas, lo cual significa que pueden sobrevivir en condiciones de baja radiación (Welden *et al*., 1991), es decir que son tolerantes a la sombra. Los grupos funcionales en realidad representan los puntos extremos de un gradiente de comportamientos posibles conformados por la combinación especie-específica de características ecológicas y fisiológicas (Wright, 2002; Wright *et al*., 2003).

La caída natural de árboles es un fenómeno generalizado en bosques tropicales (Sanford *et al*., 1986; Uhl *et al*., 1988), y los claros producidos pueden representar hasta el 10% del área total (Brokaw, 1985; Sanford *et al*., 1986). A medida que las aperturas en el dosel son más grandes, la radiación, y la duración y frecuencia de rayos de luz también aumentan (Goldstein *et al*. 2016). En consecuencia, las condiciones microclimáticas en los claros son sustancialmente distintas a las observadas en sitios donde el dosel no está disturbado. Los cambios en la radiación se correlacionan con cambios en la temperatura, la humedad relativa, el contenido de agua del suelo y la disponibilidad de nutrientes. La presencia de claros se considera fundamental para mantener la diversidad de especies en bosques tropicales, en particular de especies no arbóreas tales como lianas, herbáceas, enredaderas, arbustos y epífitas, y también de especies de árboles que requieren altos niveles de radiación para regenerar en el bosque (Schnitzer y Carson, 2000).

La regeneración de árboles tiende a presentar patrones agregados para los individuos pequeños, que tienden a desaparecer a medida que estos se desarrollan (Batista y Maguire, 1998; Condit *et al*., 2000). El agrupamiento de los individuos puede ser el resultado de limitaciones en la dispersión de semillas, heterogeneidad ambiental (Condit *et al*., 2000; Nathan y Muller-Landau, 2000; Seidler y Plotkin, 2006) o indicar procesos de facilitación o preferencias microambientales (Wiegand y Moloney, 2004). En cambio, la existencia de mecanismos denso-dependientes, puede generar la disminución del grado de agregación de los individuos (Janzen, 1970; Connell, 1971; Condit *et al*., 2000).

Las especies con semillas dispersadas por viento tienden a presentar patrones agregados debido principalmente a limitaciones en la dispersión, mientras que las especies dispersadas por animales presentan patrones menos agrupados o regulares (Seidler y Plotkin, 2006). Patrones particulares de hábitat pueden generar diferentes patrones espaciales entre los individuos juveniles y adultos de una especie determinada (Condit *et al.,* 2000). Adicionalmente, las diferencias en la tolerancia a la sombra pueden ocasionar agrupamientos de especies demandantes de luz coincidentes con claros producidos en el dosel (Pearson *et al*., 2003) o patrones regulares o al azar en las especies tolerantes a bajo niveles de radiación (Franklin y Rey, 2007).

6.5.2 Interacciones planta-animal y efecto de la defaunación en la estructura del bosque

La estructura y composición de árboles de un bosque depende fuertemente de las interacciones que estos tienen con otros organismos y, en particular, con los animales, lo cual puede influir aún más que el manejo silvicultural (Terborgh, 2013). Los bosques tropicales y subtropicales son los ecosistemas terrestres más diversos y complejos. Su estructura, composición y diversidad de plantas, en particular árboles, depende en gran medida de la presencia y abundancia de otros organismos no tan visibles, como los hongos, bacterias, invertebrados y vertebrados con los que se interrelacionan en forma directa o indirecta. Las aves y mamíferos, en particular, interactúan con las plantas, actuando como polinizadores, dispersores y depredadores de semillas, como consumidores de hojas y mediante efectos físicos, como el pisoteo, que afectan, sobre todo, a los renovales. Estas interacciones son las que, en parte, mantienen la diversidad de árboles y plantas de los bosques (Bawa, 1990; Wright y Duber, 2001; Wright, 2003; Bascompte y Jordano, 2007; Kurten, 2013). Por lo tanto, la extinción o disminución de las poblaciones de aves y mamíferos, fenómeno conocido como defaunación (Galetti y Dirzo, 2013), tiene efectos muy importantes en la estructura, la diversidad y el funcionamiento de estos bosques, y en los servicios ecológicos que éstos proveen a los humanos (cuadro 3).

Como consecuencia de la defaunación y la pérdida de los procesos ecológicos clave que proveen mamíferos y aves (dispersión y depredación de semillas, herbivoría, pisoteo), los bosques tropicales sufren cambios, a veces drásticos, en sus patrones de diversidad, composición y estructura espacial. La riqueza y diversidad de renovales de especies arbóreas suele ser menor en los bosques defaunados que en los bosques con poca caza (Kurten, 2013; Terborgh, 2013).

La dispersión de semillas es un proceso esencial para la regeneración de las poblaciones vegetales (Wang y Smith, 2002; Neuschulz *et al*., 2016). Es imprescindible para la colonización de nuevos hábitats y la recolonización, y constituye, junto a la dispersión de polen, el mecanismo por el cual tiene lugar el flujo génico en las plantas (Kremer *et al*., 2012). El disturbio del hábitat y la defaunación, en particular, tienen un impacto directo sobre la dispersión de semillas y la polinización

mediadas por animales, y consecuentemente sobre la regeneración de los bosques (Dirzo *et al*., 2014; Neuschulz *et al*., 2016). Aproximadamente el 75% de los árboles del Bosque Atlántico son dispersados por aves o mamíferos (Almeida-Neto *et al.,* 2008). Al mismo tiempo, es muy elevada la proporción de aves y mamíferos de bosques tropicales que se alimentan parcial o totalmente de frutos. Muchas especies de árboles neotropicales son dispersadas por mamíferos, como los agutíes, que entierran las semillas para consumirlas en el futuro, asegurando que, las que no lo son, escapen del alcance de otros depredadores y encuentren un lugar adecuado donde germinar (Jansen *et al*., 2012). Los primates frugívoros también son importantes dispersores de semillas (Fuzessy *et al*., 2016).

El paso de la semilla por el tracto digestivo de un vertebrado puede facilitar la germinación, debido a los efectos de la remoción de la pulpa (desinhibición) y/o de la escarificación del endocarpo o tegumento de la semilla (Traveset *et al*., 2007; De Barros Leite, 2012; Fuzessy *et al.,* 2016). En otras ocasiones, el paso por el tracto digestivo asegura la eliminación de depredadores de semillas o de patógenos (Ríos y Pacheco, 2006; Fricke *et al*., 2013). Los frugívoros de mayor tamaño tienen la capacidad de ingerir y dispersar semillas más grandes y a mayores distancias que los más pequeños (Jordano *et al.,* 2007; Galetti *et al.,* 2013). Por ende, la desaparición de vertebrados grandes y medianos, que representa el patrón de defaunación más frecuente en los bosques tropicales, puede limitar significativamente la dispersión de plantas con semilla grandes y las distancias de dispersión de numerosas especies. Varios estudios han documentado que en sitios defaunados existe un mayor agrupamiento de plántulas en torno al árbol materno (Pacheco y Simonetti, 2000; Wang *et al*., 2007; Kurten, 2013; Giombini *et al.,* 2017). En el largo término, la pérdida de los mecanismos de dispersión a larga distancia puede comprometer la capacidad de las plantas para responder adaptativamente al cambio climático y a otras presiones antrópicas (Kremer *et al*., 2012; Jordano, 2017).

Muchas semillas dispersadas por vertebrados son posteriormente depredadas o dispersadas secundariamente por roedores (Fragoso, 1997; Gallardo *et al*., 2008) o por escarabajos estercoleros (Shepherd y Chapman, 1998). La abundancia de estos últimos, que además de la dispersión secundaria cumplen una importante función en el ciclado de nutrientes, la bioturbación del suelo y el control natural de parásitos (Nichols *et al.*, 2008), probablemente también se vea afectada por el proceso de defaunación que reduce la cantidad de estiércol disponible para dichos escarabajos (Nichols *et al*., 2009).

Algunos de los grandes ungulados, pequeños roedores y algunas aves son importantes depredadores de semillas, al igual que algunos invertebrados, entre los que destacan los coleópteros (Janzen, 1980; Zhang *et al.,* 1997). Los pecaríes y especialmente el pecarí labiado, pueden triturar semillas grandes y con cubiertas muy duras de numerosas especies de palmeras y árboles (Kiltie, 1982). Los agutíes, ardillas y algunos pequeños roedores también son importantes depredadores de semillas en el Bosque Atlántico (Galetti *et al*., 2015). La acción conjunta de la dispersión y la depredación de semillas determina los posibles patrones espaciales de reclutamiento y de diversidad de plántulas.

La defaunación puede afectar tanto a dispersores como a depredadores de semillas. Por lo tanto, los efectos en la capacidad de regeneración de cada especie de planta dependerán de cuán afectados se vean sus respectivos ensambles de dispersores y depredadores de semillas por el disturbio antrópico. Por ejemplo, es esperable que la pérdida de vertebrados medianos y grandes tenga un impacto negativo más acentuado en la dispersión y reclutamiento de árboles con semillas grandes (Cramer *et al*., 2007; Peres y Palacios, 2007; Vanthomme *et al*., 2010; Markl *et al*., 2012). Sin embargo, algunas especies de semilla grande podrían tener una supervivencia mayor en áreas defaunadas, en la medida en que la fauna extirpada involucre mayormente a vertebrados que actúan como depredadores de sus semillas (Dirzo *et al*., 2007; Wright *et al*., 2007).

Los grandes herbívoros, como el tapir, las corzuelas y los pecaríes además de consumir frutos y dispersar sus semillas, son grandes consumidores de hojas. El efecto de ramoneo selectivo afecta a los renovales de muchas de las especies arbóreas. Además, debido a su considerable peso corporal, ejercen un importante efecto físico de pisoteo que puede dañar, matar y reducir la densidad de renovales de especies arbóreas. Experimentalmente se ha demostrado que el daño a renovales por pisoteo es mucho menor en sitios defaunados, pero no es claro si este proceso afecta a algunas especies más que a otras (Roldán y Simonetti, 2001). En los bosques tropicales fragmentados y defaunados pueden desaparecer los efectos de la herbivoría y del daño físico ejercido por los grandes vertebrados sobre los renovales. En tales casos, el único daño es el producido por invertebrados y microorganismos (Dirzo y Miranda, 1991) y, como consecuencia, el sotobosque suele tener una mayor densidad de renovales (Dirzo y Miranda, 1991; Harrison *et al*., 2013). No obstante, existen excepciones a este patrón (Roldán y Simonetti, 2001; Kurten, 2013). Además, en condiciones de defaunación, las especies de árboles que invierten en defensas químicas y físicas contra la herbivoría pueden tener una menor habilidad competitiva frente a aquellas especies menos protegidas y de crecimiento más rápido.

6.6 Manejo silvícola en las selvas de Misiones

6.6.1 Extracción selectiva: impactos en la estructura del bosque y en los animales

Si bien no existen registros históricos respecto al grado de aprovechamiento del bosque misionero, distintos autores asumen que la mayoría del bosque ha sido intervenido en varias oportunidades (Mac Donagh y Ribero, 2006). En este sentido, las cifras oficiales registran ca. 900.000 ha de bosques en diferentes estados de uso.

El aprovechamiento selectivo modifica el tamaño y la dinámica de claros, generando condiciones ambientales que favorecen el crecimiento de algunas plantas nativas, como las lianas y los bambúes, que se vuelven invasoras luego de la extracción selectiva de árboles. Estos grupos de especies cumplen roles claves en la selva como hábitat y fuentes de alimento para muchas especies de animales (Bodrati y Cockle, 2006, Areta *et al*., 2009; 2016), pero su proliferación reduce la regeneración de árboles, así como el desarrollo de individuos adultos disminuyendo su crecimiento e incrementando su mortalidad (Campanello *et al*., 2007a; Campanello *et al*., 2012; Montti *et al*., 2011). Tanto la colonización de las copas de los árboles por lianas como la abundancia de bambúes, u otras especies no arbóreas colonizadoras de claros, son inversamente proporcionales al área basal del bosque (Campanello *et al*., 2009).

En la figura 6.5 se describen de manera sintética algunos mecanismos y procesos que controlan la dinámica de los bosques de Misiones, y que se relacionan con la actividad forestal como lo es la extracción de árboles. Cuando la intensidad del disturbio es leve (izquierda de la figura) la abundancia de lianas y bambúes es relativamente baja, mientras que cuando la intensidad del disturbio es alta, por ejemplo, después de una extracción selectiva, estos grupos de especies se vuelven muy abundantes (derecha de la figura). Cuando el bosque está poco disturbado, el dosel arbóreo se recupera rápidamente luego de la apertura de un claro, proceso que en la literatura de bosques tropicales ha sido ampliamente descripto como cicatrización de claros (Whitmore, 1990).

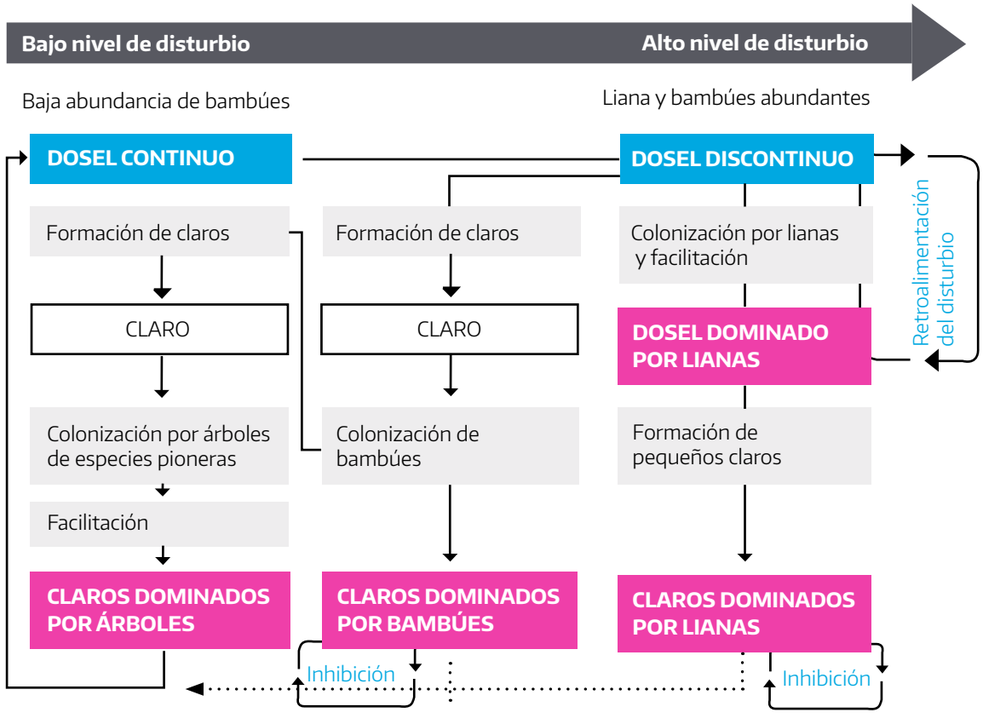


Figura 6.5. Diagrama que sintetiza mecanismos y procesos relacionados con la dinámica de los bosques en Misiones, Argentina (Adaptado de Campanello *et al.*, 2009).

Aún si el nivel de disturbio en el bosque es muy leve (izquierda de la figura 6.5), es posible que los bambúes, que se encuentran en muy bajas densidades bajo el dosel arbóreo y que toleran niveles muy bajos de radiación, colonicen los claros si se encuentran cerca del mismo. A diferencia de los árboles, los cuales tienen una relación de compromiso entre la tasa de supervivencia a la sombra y la tasa de crecimiento en los claros (Wright, 2002), los bambúes pueden tolerar niveles muy bajos de luz en el sotobosque y crecer muy rápidamente en claros (Montti *et al.*, 2014). Cuando la intensidad del disturbio es alta (el dosel es parcialmente discontinuo porque hay un mayor número de claros), la abundancia de bambúes es mayor, y la probabilidad de que colonicen los claros es también mayor y muy alta. Al reproducirse vegetativamente, los bambúes pueden colonizar rápidamente áreas abiertas y formar una densa mata que inhibe la regeneración de otras especies como los árboles y también las lianas, que además no tendrían árboles que actúen como soportes para trepar (figura 6.6). Algunas especies de bambúes como *Chusquea ramosissima* se comportan incluso como plantas trepadoras y llegan a colonizar también la copa de árboles de pequeño porte (figura 6.7). Las lianas también se vuelven muy abundantes cuando la tasa de formación de claros es alta y el dosel es relativamente discontinuo, ya que muchas especies de este grupo de plantas son colonizadoras agresivas (Campanello *et al.*, 2016). Cuando la radiación aumenta, las lianas crecen y trepan rápidamente a los árboles. Las lianas pueden también ser hospederos, permitiendo el ascenso a otras lianas (figura 6.8) que terminan colonizando la mayor parte del dosel (fenómeno de facilitación). Al incrementar con su carga la caída de ramas y árboles, las mismas lianas generan un proceso de retroalimentación de los disturbios.

En un estudio realizado en el norte de Misiones se observó un aumento significativo en la abundancia (68%) y en el área basal (50%) de lianas grandes (>2.5 cm de DAP) durante un período de 10 años posterior a una extracción selectiva convencional (Campanello *et al.*, 2012). Este incremento en la abundancia de lianas es uno de las más altos observados en bosques neotropicales (van der Heijden *et al.*, 2008; Ingwell *et al.*, 2010). Durante el mismo período se verificó además que la cantidad de árboles sin lianas disminuyó alrededor de un 12% y la cantidad de árboles que presentaron más del 50% de la copa colonizada por lianas aumentó un 20% (Campanello *et al.*, 2012). Esto significaría que la abundancia de lianas en bosques explotados, y tal como se muestra en la figura 6.5, tiende inexorablemente a aumentar con el tiempo debido en parte a la creciente apertura del dosel y mecanismos de facilitación y de autoperpetuación en los cuales las mismas lianas generan más disturbio (p. ej., promoviendo la caída de ramas y árboles) lo que favorece su crecimiento y desarrollo (retroalimentación del disturbio). Este proceso de retroalimentación positiva entre el disturbio y la abundancia de lianas podría contribuir a explicar el aumento en el área basal de las lianas y en la carga de lianas de los árboles en bosques explotados del noreste argentino.



Figura 6.6. Áreas abiertas de bosque colonizadas por bambúes (tacuaras) en la Reserva de Biosfera Yabotí. Los bambúes inhiben la regeneración de árboles y la recuperación del dosel (Foto: Paula Campanello).



Figura 6.7. La especie de bambú *Chusquea ramosissima* (tacuarembó) coloniza áreas abiertas en el bosque, y las copas de árboles de bajo porte (Foto: Lía Montti).



Figura 6.8. Las lianas una vez que colonizan la copa de los árboles facilitan el ascenso al dosel de otras lianas que necesitan soportes de menor diámetro para trepar (Foto: Paula Campanello).

Las lianas, por otra parte, son componentes fundamentales de los bosques tropicales y subtropicales ya que, además de inhibir la regeneración de árboles y la cicatrización de claros (Putz, 1984; Schnitzer *et al*., 2000), disminuyen la radiación disponible para los árboles, reducen su fecundidad y crecimiento, e incrementan la tasa de mortalidad de los árboles hospederos (Putz, 1984; Schnitzer y Bongers, 2002; Kainer *et al*., 2006; Nabe-Nielsen *et al*., 2009; Ingwell *et al*., 2010). En la figura 6.9 se observa el efecto de la colonización de las copas de nueve especies sobre el crecimiento acumulado. Los árboles cuyas copas tienen una cobertura de lianas mayor al 50% tienen tasas de crecimiento significativamente menores que el resto de los individuos independientemente de la especie, lo cual indicaría que una parte importante del incremento potencial de la biomasa se perdería debido al efecto de las lianas. Las lianas no afectan a todos los árboles de la misma forma. Por ejemplo, especies con fustes altos libres de ramas y corteza lisa tienen menos probabilidad de ser colonizados, mientras que lo contrario ocurre en árboles con ramificaciones a baja altura y cortezas rugosas (Campbell y Newbery, 1993; Campanello *et al.,* 2007a). La colonización por lianas es un proceso dinámico, y en muchos casos se observa que la abundancia de lianas en las copas de algunos árboles disminuye al perderse ramas (Ingwell *et al*., 2010; Campanello *et al*., 2012).

Por otro lado, muchas especies de lianas proveen refugio y alimento a los animales (Emmons y Gentry, 1983). En Misiones, por ejemplo, las lianas representan más del 22% de las especies de plantas consumidas por los monos aulladores (*Alouatta guariba* y *A. caraya*), los cuales pasan más del 40% del tiempo de forrajeo a lo largo del año alimentándose de lianas (Agostini *et al*., 2010). Los cambios en la estructura y composición del bosque también pueden tener efectos en otros mamíferos que prefieren bosques menos disturbados y con baja cobertura de bambúes, como es el caso de la corzuela colorada (*Mazama americana*) y el tapir (*Tapirus terrestris*) (Ferrari, 2006; Gallardo, 2006; Di Bitetti *et al*., 2008a). La actividad extractiva de árboles afecta a ciertos animales como grandes felinos y ungulados debido principalmente a la cacería que acompaña a dicha actividad (Di Bitetti *et al*., 2006; 2008a; Paviolo *et al*., 2008). De hecho, algunos mamíferos grandes y muy sensibles a la caza no necesariamente son afectados por las actividades madereras si la cacería es evitada, como ocurre con algunos sistemas de explotación bajo normas de certificación forestal (Tobler *et al*., 2018). Otros animales, en cambio, como insectos, ratones y aves se ven favorecidas en bosques degradados por la presencia de bambúes en el sotobosque (Emmons and Feer, 1997; Kratter, 1997; Bodrati y Cockle, 2006). Muchos de estos animales son herbívoros, predadores o dispersores de semillas, por lo cual los cambios en su abundancia o comportamiento pueden tener profundas consecuencias en el ecosistema (sección 5.2, cuadro 3).

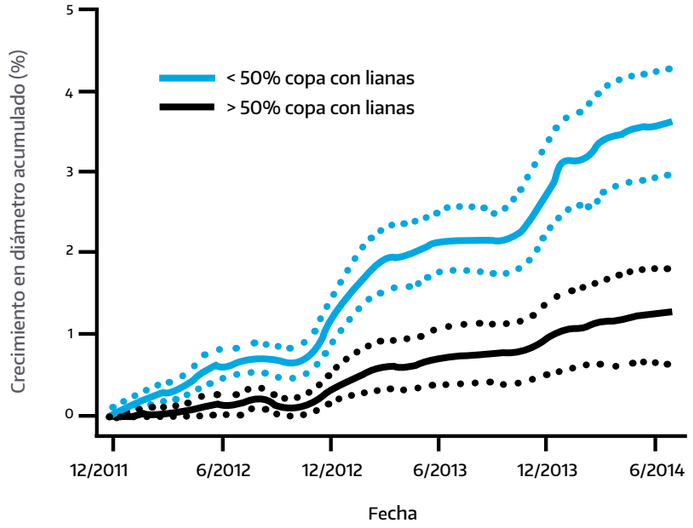


Figura 6.9. Crecimiento acumulado del diámetro del tronco en nueve especies de árboles entre diciembre de 2011 y junio de 2014. Se indica el porcentaje de colonización de lianas (0-50% y >50%) afectando la copa de los individuos estudiados. Las líneas punteadas indican los intervalos de confianza del 95%. Especies: *Ceiba speciosa, Cedrela fissilis, Cordia trichotoma, Cabralea canjerana, Ocotea diospyrifolia, Chrysophyllum gonocarpum, Balfourodendron riedelianum, Parapiptadenia rigida* y *Holocalyx balansae.*

El incremento en la abundancia de bambúes también tiene efectos a nivel ecosistémico. En bosques degradados (con baja cobertura de árboles) los bambúes colonizan rápidamente los claros limitando o inhibiendo la regeneración de árboles gracias a una combinación de características típicas de especies pioneras (alta capacidad fotosintética y rápido crecimiento) y de especies tolerantes (alta supervivencia a la sombra) que les permiten aprovechar de manera oportunista ambientes disturbados y colonizarlos gracias a la capacidad de reproducirse vegetativamente (figura 6.10). La mayor abundancia de bambú afecta negativamente y en forma directa la germinación, supervivencia y crecimiento de renovales de árboles. Además, a largo plazo, puede afectar el área basal del bosque, y características ambientales como la radiación que llega al suelo, la humedad y temperatura del aire, y a su vez, limitar el ciclaje de nutrientes, la descomposición de la hojarasca que se acumula debido a su baja tasa de descomposición, y la capacidad de secuestro de carbono en los bosques nativos degradados.

En cuanto a los animales, las comunidades de aves que anidan en cavidades de árboles, un grupo clave para el funcionamiento de la selva, son uno de los grupos más afectados directamente por la extracción selectiva. En Misiones hay 81 especies de aves que requieren cavidades en árboles para hacer sus nidos. Estas especies incluyen algunas emblemáticas como los loros y los tucanes. Muchas de estas especies juegan un papel clave en la dispersión de semillas, por lo cual tienen un impacto importante en el mantenimiento de la diversidad y el funcionamiento de la selva (Galetti *et al*., 2013; Tella *et al*., 2016). Unas 17 especies, mayormente pájaros carpinteros, son "excavadores" que pueden generar su propia cavidad, excavando generalmente en madera muerta. Las 64 especies restantes requieren una cavidad pre-existente para anidar. La persistencia de estas especies, y los servicios que proveen en el ecosistema, dependen directamente del manejo de los bosques nativos.

Algunos estudios realizados en la selva de *A. angustifolia* (pino paraná) en el centro de Misiones, mostraron que el 83% de los nidos de especies no excavadoras y 100% de los dormideros del raro carpintero cara canela estaban en cavidades no excavadas, generadas por la caída de ramas y otros procesos de degradación (Cockle *et al*., 2011a; 2012; Lammertink *et al*., 2019; figura 6.11). Estos procesos ocurren generalmente en los árboles más grandes (figura 6.12), que en muchos casos se extraen durante el aprovechamiento forestal (Cockle *et al*., 2011b). Los sitios sometidos a extracción selectiva intensa tienen la mitad del área basal, un tercio de los árboles grandes (≥60 cm DAP), nueve veces menos cavidades, y 17 veces menos nidos que sitios más conservados (figura 6.13). En un estudio experimental se observó que el agregado de cajas nido en sitios muy disturbados promovía un aumento en el número total de nidos ocupados, lo que significa que el número de cavidades disponibles limita la densidad de estas aves en selvas donde se ha sacado madera (Cockle *et al*., 2010). Sin embargo, el uso de la tierra (selva primaria, selva degradada, o pequeñas chacras) no influye en la persistencia de las cavidades ni en la supervivencia de nidos, de manera que la conservación de árboles grandes (vivos o muertos) que pueden tener cavidades, es muy importante independientemente del hábitat que los rodea (Cockle *et al*., 2015; 2017).

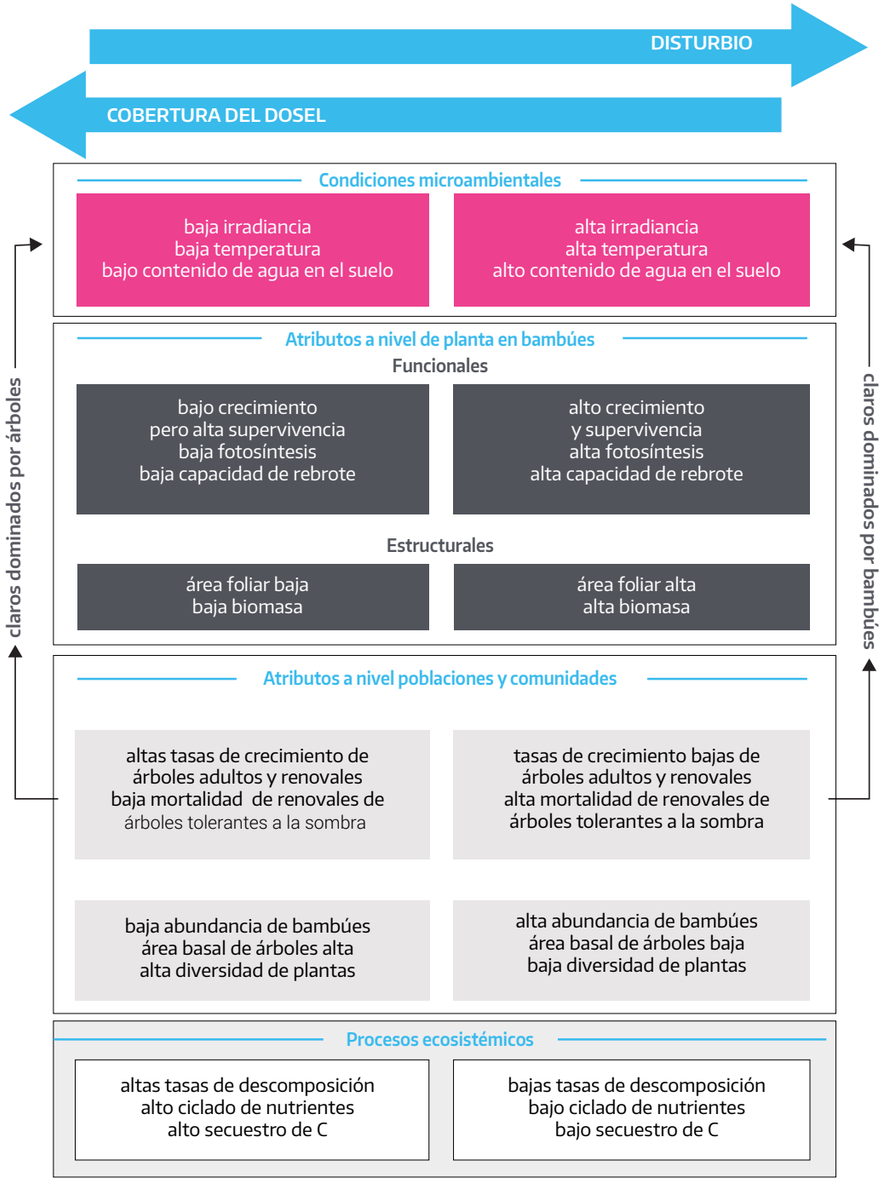


Figura 6.10. Resumen de los impactos del bambú a diferentes escalas en los bosques de Misiones como consecuencia de la extracción selectiva. Adaptado de Montti *et al.*, 2014, de acuerdo a resultados de Campanello et al., (2007, 2009); Montti *et al.*, (2011); Zaninovich *et al.*, (2017).



Figura 6.11. Muchas aves del Bosque Atlántico dependen de cavidades creadas por degradación de la madera en árboles grandes vivos. A. Tucán banana (*Pteroglossus bailloni*) en su nido (foto: Martjan Lammertink). B. Pichón de loro vinoso (*Amazona vinacea*) en su nido en un gigante pino paraná (*Araucaria angustifolia).* (Foto: Kristina Cockle). C. Carpintero Cara Canela (*Celeus galeatus*) en su dormidero (foto: Martjan Lammertink).



6.6.2 Manejo poscosecha de lianas y bambúes

La aplicación de técnicas poscosecha como el corte de bambúes y lianas en Misiones favorece el crecimiento de árboles tanto de renovales como adultos (Campanello *et al.*,2007b; 2012; Pinazo *et al.,* 2014). El efecto del corte de lianas y bambúes prácticamente duplica el crecimiento de los renovales en el corto plazo (Campanello *et al*., 2019), pero no aumenta el reclutamiento de individuos a lo largo del tiempo (Campanello *et al.,* 2012). Para que el efecto de estas técnicas se prolongue en el tiempo, es necesario aplicarlas por más de dos años. Al estudiar el efecto del tratamiento de corte luego de 10 años de aplicado, se observó que la proporción de árboles sin lianas había aumentado en las parcelas tratadas respecto al control, sin embargo, la proporción de árboles con infestación leve o severa era similar en ambos casos. En el mismo período no se encontraron diferencias en el grado de infestación de lianas en renovales (Campanello *et al*., 2012).

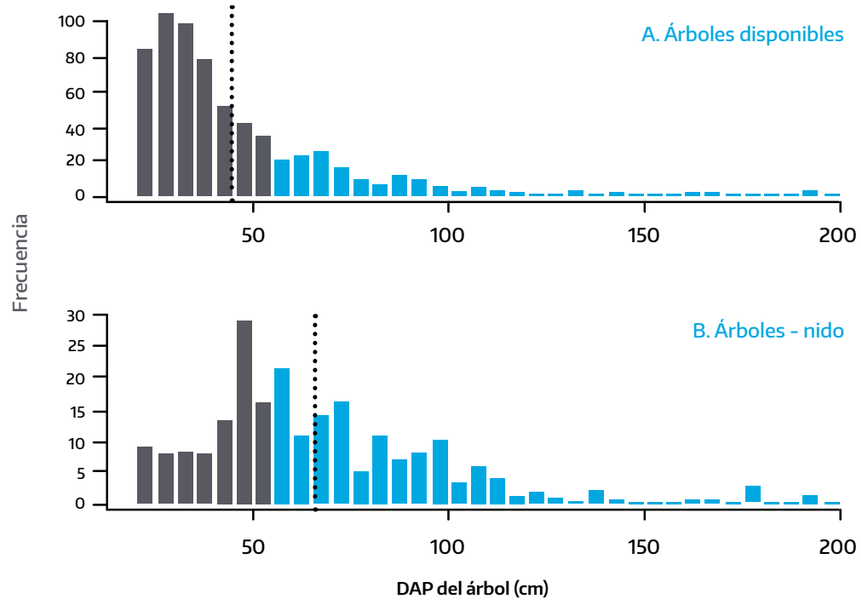


Figura 6.12. Frecuencia de (A) árboles disponibles y (B) árboles con nidos en cavidades, según su diámetro a la altura del pecho (DAP), en selva primaria del Parque Provincial Cruce Caballero, Misiones. Las líneas punteadas, verticales, indican el promedio de DAP, y el color azul indica árboles que serían extraídos bajo las normas actuales de manejo. Fuente de datos: K L Cockle no publicado.

Por otro lado, el incremento medio anual de 1,75% sobre el área basal residual observado en parcelas con tratamiento de corte de lianas y bambúes permitiría en el área de bosque estudiado un ciclo de corta de 30 años, comparado con tan solo un 0.52% de incremento en las parcelas sin tratamiento, lo que implicaría un ciclo de 96 años para repetir la cosecha (Riegelhaupt *et al.*, 2009). En otro sitio de bosque bajo manejo y aplicando un tratamiento de corte de lianas y bambúes semejante, se encontró un incremento del 35% en el crecimiento de los árboles de algunas especies, en comparación al bosque sin manejo (Pinazo *et al.*, 2012). Aun con tratamientos para promover el desarrollo de los árboles, los crecimientos son bajos, y de ninguna manera se condicen con los ciclos de corta que son autorizados actualmente de entre 15 y 20 años.

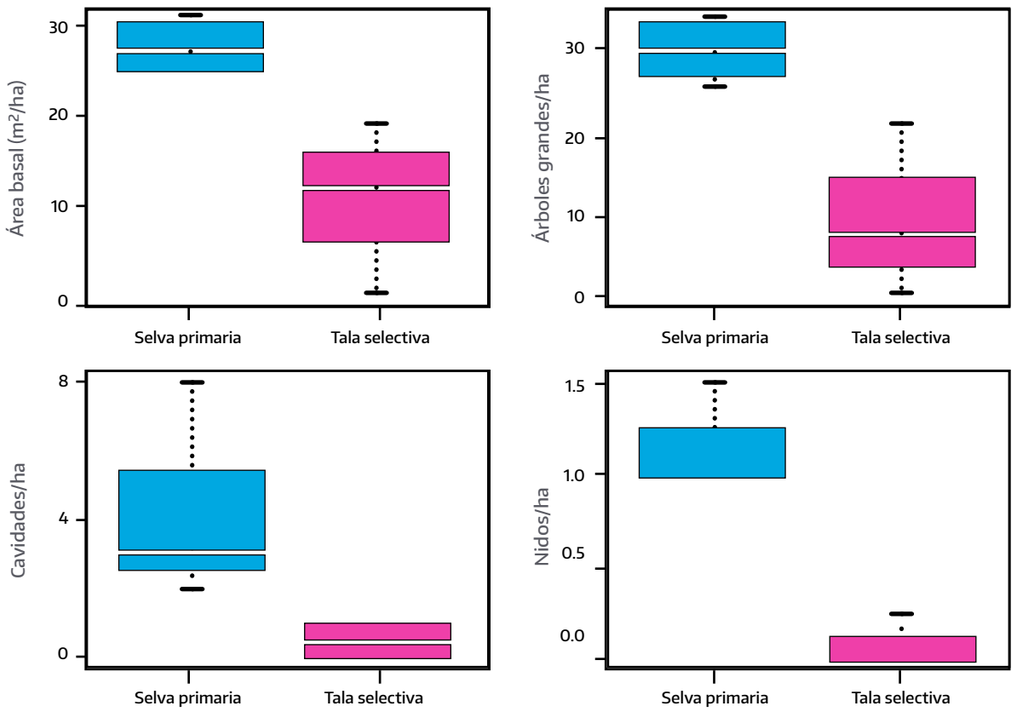


Figura 6.13. Área basal, densidad de árboles grandes (≥60 cm DAP), densidad de cavidades, y densidad de nidos en 8 parcelas de 1 ha, con Selva Misionera primaria (azul) o intervenida por tala selectiva (rosa). Fuente de datos: Cockle *et al.* (2010).



Figura 6.14. Fajas de enriquecimiento de *Androanthus albus* (izquierda) y *Peltophorum dubium* (derecha) (Foto: Domingo Maiocco).

6.6.3 Enriquecimiento con árboles

Los sistemas de enriquecimiento son plantaciones realizadas en claros naturales del bosque o abiertos ex profeso, cuando el número de árboles con valor comercial en el bosque original es bajo (como sucede en los bosques explotados) o estos están irregularmente distribuidos (Lamprecht, 1990). El propósito de las plantaciones de enriquecimiento es aumentar la densidad de las especies arbóreas deseadas (Lamprecht, 1990), asegurar una cierta densidad, control de especies, uniformidad de cultivo, rotaciones más cortas y rendimientos competitivos con los otros usos del suelo (Wadsworth, 2000). Mediante el enriquecimiento es posible introducir especies de alto valor comercial u otro uso local, como también especies de árboles frutales que sean aprovechables para el consumo humano, y/o que atraigan a los frugívoros propiciando así la llegada de otras semillas y, por consiguiente, el aumento de la biodiversidad local (Martínez-Garza y Howe, 2003).

En Misiones en particular se habla de enriquecimiento en fajas sin distinguir si se trata de una o más líneas de implantación, no diferenciándose entre enriquecimiento en línea y en faja (figura 6.14). El enriquecimiento en bosquetes puede ser implementado con un arreglo variable en cuanto a espaciamiento entre bosquetes y dentro de los mismos, la distribución de los grupos de plantas puede ser sistemática (por ejemplo, considerando estadíos sucesionales) o aleatoria. Para el enriquecimiento se requiere una limpieza semestral o desmalezado y control periódico de hormigas hasta el segundo o tercer año posterior a la plantación. En particular al realizarse la implantación de especies nativas, es indispensable la reposición de plantas ya que las experiencias regionales y de países limítrofes demuestran que una sobrevivencia del 50 a 60% de las plantas puede considerarse como buena. Suele requerirse además el anillado de especies invasoras competidoras y podas, ya sea de formación, si el objetivo es maderable, o de ramas de árboles próximos que alteran el crecimiento y desarrollo de los ejemplares implantados.

Una de las especies de alto valor comercial que se puede plantar es, por ejemplo, *Balfourodendron riedelianum* (guatambú), cuyos requerimientos ecofisiológicos se conocen (Campanello *et al.*,

2008); presenta tasas relativamente altas de crecimiento en el bosque tanto en renovales como en adultos (Villagra *et al*., 2013; di Francescantonio, 2017), y gracias a sus características (fuste sin ramificaciones a baja altura y corteza lisa), prácticamente no es colonizado por lianas (Campanello *et al*., 2012). Para otras especies, aun las de rápido crecimiento como *Cedrela fissilis* y *Cordia trichotoma*, es necesario generar mayor conocimiento sobre su manejo ya que no necesariamente responden de la manera esperada en los enriquecimientos y son muy atacadas por insectos (Villagra *et al*., 2013).

En la figura 6.15 se muestran los resultados de un estudio de plantación de renovales a campo en 10 parcelas bajo dos condiciones de crecimiento: dosel arbóreo cerrado y cinco en claros naturales dentro del Parque Nacional Iguazú. En las parcelas con claros se realizó en forma periódica un corte del estrato herbáceo para mantener constante la disponibilidad de luz en los renovales bajo estudio. En cada parcela se plantaron renovales de árboles de seis especies abundantes, que varían en su requerimiento lumínico (Carvalho, 2003; Campanello *et al*., 2011; Gatti *et al*., 2011).

En orden decreciente de tolerancia a la sombra, las especies plantadas fueron: *Euterpe edulis*, *Balfourodendron riedelianum*, *Cordia americana*, *Maclura tinctoria*, *Cedrela fissilis* y *Peltophorum dubium*. Las plantas utilizadas en el experimento fueron obtenidas de semillas cosechadas de varios árboles adultos pertenecientes al área de estudio. Los renovales se hicieron crecer en vivero durante aproximadamente 6 meses y luego se llevaron al campo. Se plantaron entre 11-15 individuos de cada especie por parcela. En febrero de 2005 y abril de 2007 se midió el diámetro a la altura del cuello de cada individuo y se calculó el crecimiento relativo de cada renoval. Las especies *E. edulis*, *C. fissilis* y *P. dubium* sobrevivieron exclusivamente en una de las dos condiciones de radiación. El 90% de los individuos de *E. edulis* murió en condiciones de alta radiación solar, mientras que *C. fissilis* y *P. dubium* respondieron de manera inversa, más del 90% de los individuos murieron en el sotobosque. El crecimiento en diámetro fue significativamente mayor en los claros que en el sotobosque para *B. riedelianum*, *C. americana*, y *M. tinctoria*. La relación entre el crecimiento en diámetro y la proporción de radiación fue distinta entre las especies, pero en general todas, excepto *E. edulis*, aumentaron el crecimiento al aumentar la proporción de radiación solar recibida en el centro de las parcelas.

Otra especie de alto valor comercial es *Araucaria angustifolia*, para la cual ya existe información disponible para su plantación y manejo, debido a que históricamente se ha plantado en macizos en la provincia de Misiones (sección 6.6.4). Existen estudios recientes sobre el crecimiento de esta especie en claros y bajo el dosel del bosque. En un estudio de enriquecimiento en el campo anexo Manuel Belgrano (CAMB) del Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria (INTA), próximo a la localidad de San Antonio, en donde se plantaron renovales de araucaria en seis claros del bosque nativo y bajo dosel, se observó un 60% de mortalidad durante los primeros 6 meses, que luego de una reposición se redujo al 13% a los dos años de iniciado el enriquecimiento. La mortalidad durante el año posterior a la plantación no estuvo relacionada con la disponibilidad de luz, es decir con la posición de la planta en el centro de los claros, o debajo del dosel alrededor de los mismos (figura 6.16a). Durante el período evaluado, el crecimiento de las plantas fue superior en el centro de los claros con respecto a las plantadas en los bordes, donde la cobertura del dosel y del sotobosque era mayor (figura 6.16b).

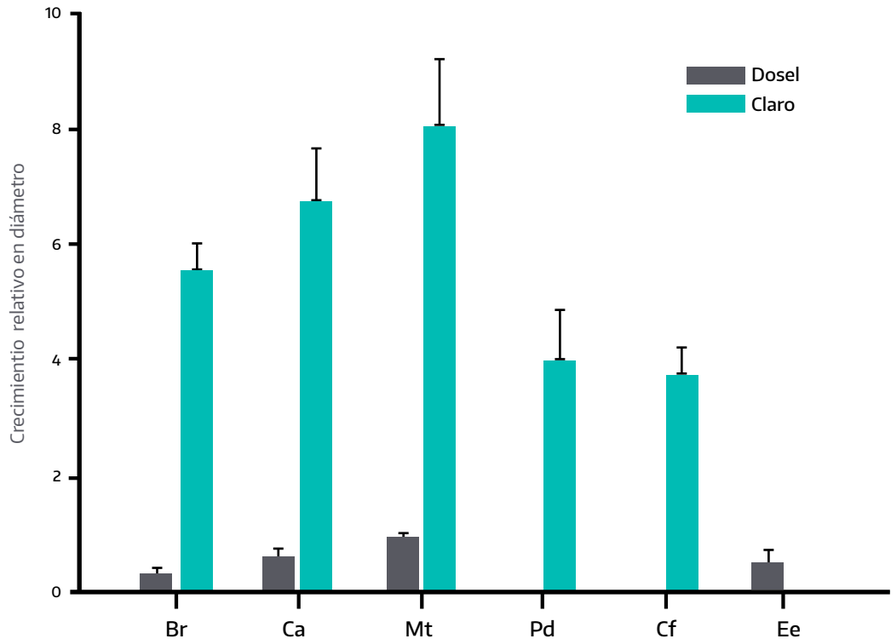
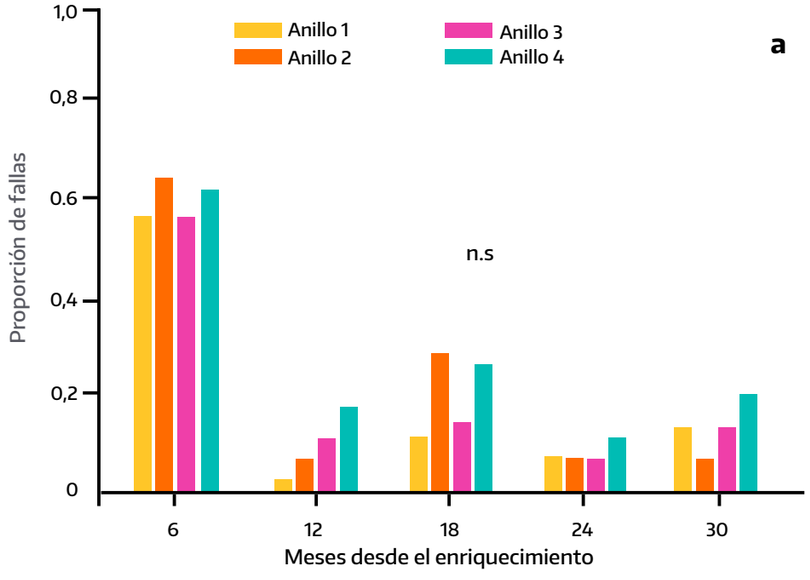


Figura 6.15. Crecimiento relativo en diámetro de seis especies arbóreas del Bosque Atlántico semideciduo creciendo en claros naturales (radiación solar 28%) o bajo el dosel arbóreo (radiación solar 10%). Los valores corresponden a las medias ± error estándar. Especies: Br: *Balfourodendron riedelianum*, Cr: *Cordia americana*, Mt: *Maclura tinctoria*, Pd: *Peltophorum dubium*, Cf: *Cedrela fissilis*, Ee: *Euterpe edulis*.. Fuente de datos: Villagra (2012).

El enriquecimiento puede realizarse por siembra directa, aunque la mortalidad puede ser muy alta debido a la depredación de semillas. En un ensayo de enriquecimiento con siembra directa de *Araucaria angustifolia* se realizaron dos tratamientos: en uno de ellos se eliminó la vegetación existente, y en el otro se escarificó además el suelo en fajas. A los 18 meses de realizada la siembra, la sobrevivencia de *Araucaria angustifolia* fue nula en el tratamiento con escarificado del suelo y del 50% en el tratamiento de eliminación de la vegetación por macheteo de lianas, bambúes, enredaderas y herbáceas, donde los renovales alcanzaron una altura de 44.3 cm. En el caso de la siembra, si bien puede implementarse, la exigencia de cuidados culturales manuales es alto, elevando por lo tanto el costo de implantación. El enriquecimiento con *Araucaria angustifolia* de bosques nativos degradados no es nuevo; de hecho, aún se conservan en el CAMB enriquecimientos realizados a fines de los años 40 mediante siembra directa en líneas y claros en el bosque. Si bien se carece de registros sobre su evolución inicial, a partir del año 1997 pudo comprobarse un buen crecimiento en diámetro y volumen, aunque con una mortalidad relativamente elevada (Pinazo *et al*., 2012).

Otra especie con la que se han realizado ensayos de enriquecimiento en el CAMB es *Cabralea canjerana*. La supervivencia en dos ensayos de plantación en claros fue del 77% luego de 44 meses de producido el enriquecimiento. Estos



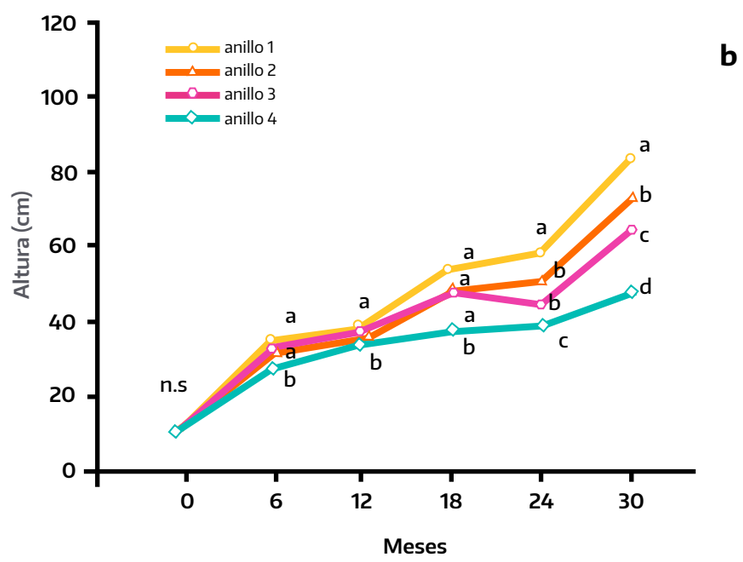


Figura 6.16. (a) Mortalidad de *Araucaria angustifolia* expresada como proporción de fallas en diferentes posiciones (anillos) en claros del bosque, desde los 6 a los 30 meses de realizado el enriquecimiento, (b) altura de las plantas en las diferentes posiciones (anillos) hasta los 30 meses de iniciado el enriquecimiento. Letras diferentes indican diferencias significativas para las medias de los anillos en cada fecha Se plantaron 41 araucarias en 6 claros. El anillo 1 corresponde al centro del claro, mientras que el 4 es el borde. Las plantas muertas se repusieron a los 6 y 18 meses luego de la plantación inicial (Fuente de datos: Olguin *et al.*, 2019).

resultados demuestran que la especie puede instalarse y sobrevivir durante más de tres años en un amplio rango de coberturas de dosel, que implican irradiancias de menos de 5 moles m^{-2} $día^{-1}$ hasta más de 15 moles m^{-2} $día^{-1}$ como se verifica en posiciones más descubiertas en el centro de los claros (dichos valores equivalen aproximadamente a un 15 y 60% de la radiación total que llega al dosel, respectivamente). Sin embargo, el crecimiento es claramente estimulado por la mayor disponibilidad de luz, pudiendo las plantas superar los 3,5 m de altura a los 44 meses de realizada la plantación en los sitios con mayor disponibilidad de luz (figura 6.17).

Las experiencias llevadas a cabo coinciden en algunos aspectos indispensables a tener en cuenta en los enriquecimientos. Uno de los factores condicionantes es el ancho de faja o el tamaño del claro, lo que influye, entre otras cosas, sobre la exposición a heladas y la radiación incidente. Las especies nativas están mayormente adaptadas a desarrollarse bajo un dosel o en claros pequeños donde disponen de un cierto grado de protección frente a las heladas; su comportamiento a cielo abierto es diferente y la mayoría de ellas no logra sobrevivir sin una etapa previa de cobertura (Montagnini *et al.*, 1997). Por otro lado, una mayor radiación solar aumenta la demanda evaporativa, pudiendo ocasionar menor desarrollo de tamaño y/o mayor mortandad de individuos (Schall *et al.*, 2012). En muchas especies es posible observar un cierre estomático parcial o total, una disminución del potencial hídrico de los tejidos y una reducción en la conductancia de los tejidos por cavitación y embolismo de pecíolos, tallos o raíces, lo cual se traduce en un menor crecimiento (Campanello *et al.*, 2008; Gatti *et al.*, 2014). Una cobertura del dosel del 30% sería adecuada para especies con algún grado de tolerancia a la sombra. Para estas especies, una posibilidad sería regular la apertura del dosel: por ejemplo, si las plantaciones son en fajas las aperturas podrían ser inicialmente de 2 m de ancho e ir ampliando dicha apertura a 4 m o 6 m con el transcurrir de los años, a fin de brindar la protección inicial requerida y evitar la competencia excesiva en etapas posteriores de manera que se beneficie el aprovechamiento maderable (Montagnini *et al.*, 1995).

6.6.4 Plantación de especies nativas: el caso de *Araucaria angustifolia*

6.6.4.1 Implantación de *Araucaria angustifolia*

El método de siembra directa de araucaria sobre desmontes fue el más empleado para lograr bosques monoespecíficos, coetáneos y con destino industrial, mayormente fuera de la zona de distribución natural. Previo a la siembra era común quemar los residuos del desmonte o la tala rasa antes de la preparación del suelo. Pahr *et al.* (2013) determinaron la conveniencia de mantener residuos, ya que la presencia de fósforo disponible entre los 10 y 30 cm es mayor respecto del tratamiento con quema de residuos, y las diferencias volumétricas iniciales entre sitios con y sin quema tienden a reducirse a los 11 años de edad de la plantación. Es de resaltar que la siembra directa se utilizó en las primeras plantaciones dentro del CAMB, a partir de 1947, y también para realizar enriquecimientos.

Dado que el método de siembra directa exige una cantidad considerable de semillas, entre 40

y 70 kg ha^{-1} (Cozzo, 1976; Ottone, 2005), también se realizaron plantaciones en macetas, frecuentemente en envases de fieltro alquitranado y en envases tipo tubetes de distintas capacidades, siendo los más recomendados los tubetes de 90 ml (Fassola *et al*., 1999a). Dado que la semilla de esta especie es recalcitrante, se realizaron además muchos ensayos para mantener las semillas viables en frío y de esta forma retrasar la siembra desde su cosecha hasta períodos favorables para el crecimiento (Piriz Carillo *et al*., 2003). Hacia fines de la década de 1980 una disminución en la producción de semillas de la especie, incluyendo a los ejemplares de *A. angustifolia* nativos, impulsó nuevas investigaciones relacionadas con la biología reproductiva y genética de la especie (cuadro 4).

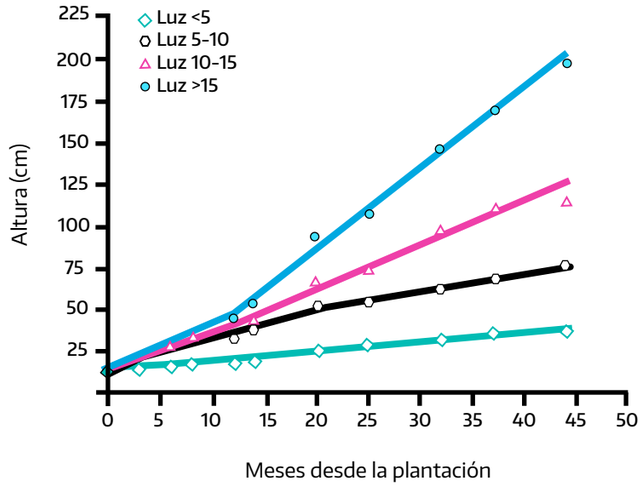


Figura 6.17. Altura (cm) desde la plantación (meses) de plantas de Cabralea canjerana en diferentes posiciones de los claros en el Bosque Atlántico. Cada curva representa rango de luz transmitida total: menor a 5 moles m^{-2} día^{-1} (<5), entre 5 y 10 moles m^{-2} día^{-1} (5-10), entre 10 y 15 moles m^{-2} día^{-1} (10-15) y mayor a 15 moles m^{-2} día^{-1} (>15). (Fuente de datos: Moretti *et al*., 2019).

6.6.4.2 Factores que inciden en el crecimiento

Estudios dendrocronológicos llevados adelante por Cattáneo *et al.* (2013) sobre material obtenido de ejemplares de 47 a 61 años, tanto femeninos como masculinos, indican que el crecimiento radial de *A. angustifolia* depende de las precipitaciones. Los resultados obtenidos no muestran efecto de la temperatura media sobre el crecimiento, tal vez debido a la elevación en el área de estudio en el CAMB (520 msnm).

Existe una asociación entre el clima y el crecimiento en función del sexo de los individuos. El clima húmedo y cálido favorece el crecimiento, mientras que años secos implican condiciones desfavorables, mostrando un mayor efecto sobre las hembras que sobre los individuos machos. Las lluvias al final de la estación de crecimiento tienen un efecto negativo sobre los machos (Cattáneo *et al*., 2013). En ambos sexos el crecimiento alcanza su máximo valor a los 15 años de edad. A partir de esa edad el crecimiento comienza a declinar, y un declive de las tasas de crecimiento medio fue evidente a partir de los 30 años de edad en adelante. También se observaron anomalías anatómicas a partir de los 20 años de edad: anillos en cuña, lentes, micro anillos y anillos difusos, fluctuación de densidad intra anual, múltiples microanillos y pérdida del límite de un anillo luego de un cambio abrupto de su grosor.

Entre los atributos condicionantes del crecimiento de *Araucaria angustifolia* se destaca además la profundidad efectiva del suelo, ya que es una especie particularmente sensible a las condiciones físicas adversas (Fernández *et al*., 1988). En suelos químicamente pobres se observan crecimientos satisfactorios, pero las características físicas constituyen una herramienta necesaria a la hora de evaluar la capacidad productiva de las tierras. Atributos como retención de agua, disponibilidad de oxígeno e impedimentos mecánicos, pueden condicionar el volumen disponible para el desarrollo del sistema radicular. En base a esos criterios y determinaciones pueden considerase suelos aptos para el desarrollo de *Araucaria angustifolia* los suelos con pendientes menores al 20%, profundos a moderadamente profundos, bien drenados, no pedregosos, sin limitaciones para la mecanización de las tareas de implantación y aprovechamiento. Los suelos bien drenados a algo excesivamente drenados, profundos y no pedregosos con pendientes entre 3 y 8% podrían considerarse moderadamente aptos. En suelos limitados por profundidad (profundidad efectiva entre 50 y 100 cm), moderadamente drenados a bien drenados, con nula o moderada pedregosidad no es recomendable la plantación de *Araucaria angustifolia* (Fernández *et al*., 1999).

6.6.4.3 Silvicultura de conducción: estudios de crecimiento y producción

Los estudios de crecimiento y producción de *Araucaria angustifolia* están basados en ensayos muy bien estructurados y con seguimiento de décadas en algunos casos. Aparte de los realizados por Cozzo (1970) y Molino (1970), entre los de intensidad, merece destacarse el establecido por Volkart (1972) en el CAMB. En una plantación de 10 años sin raleos, implementó 4 tratamientos de intensidades de raleo y un testigo sin raleo, repitiéndolo a los 14 años de edad y siguiendo su evolución hasta los 17 años de edad. Como resultado señala que a los 10 años, bajo condiciones similares, los raleos deben realizarse dejando un área basal remanente menor a 20 m^2 ha^{-1}. Mientras que el segundo raleo a los 14 años, debía realizarse dejando menos de 24 m^2 ha^{-1} de área basal (Volkart, 1972).

Siguiendo la Regla de los – 3/2, Fassola y Brandan (1991) establecieron en base a parcelas de inventario en plantaciones sin raleo o en testigos de ensayos, la línea de máximas existencias empleando el Índice de Wilson o Factor de Espaciamiento (FE) como porcentaje de la altura dominante. Esta línea quedó establecida en un FE del 11%. En 1971, en el Campo Anexo Cuartel Río Victoria (INTA) en Cerro Azul, se instaló un ensayo con el objetivo de evaluar el efecto de la densidad inicial de plantación sobre la producción y el crecimiento a lo largo de su ciclo productivo. Entre los rangos de densidad analizados, la altura no se vio afectada, y el área basal máxima determinada fue de 54 m^2 ha^{-1}. Se obtuvo un modelo de producción basado en la hipótesis de Marsh y Burgers – asimilable a la Teoría de los Sistemas - mediante el cual se

podrían generar tablas de rodal (Crechi, 1996). Este ensayo continúa en evaluación.

En 1992 a los fines de evaluar el efecto de la intensidad y oportunidad de los raleos se instaló un ensayo en una plantación de *Araucaria angustifolia* de 5 años de edad de la Empresa PECOM (actualmente ARAUCO S.A.) en el departamento Iguazú, con una densidad inicial de 2524 plantas por ha. Allí se aplicaron 3 tratamientos de intensidad de raleo (0%, área basal máxima; 33% del área basal máxima previamente determinada y 66% del área basal máxima previamente determinada, manteniendo condiciones de libre crecimiento) y 3 tratamientos de oportunidad de raleos (cada 2, 4 y 6 años), generándose un total de 7 tratamientos. Este ensayo fue evaluado hasta los 35 años de edad de la plantación. Se obtuvo la respuesta a los tratamientos y la distribución en volumen y por categoría diamétrica de los productos realizados en las cortas intermedias y final, contribuyendo a una toma de decisiones más eficiente (Crechi *et al*., 2009).

Estos ensayos, que de por sí brindaron información valiosa para decidir densidades iniciales de plantación, conocer el efecto de la misma sobre las dimensiones de los árboles en diámetro, altura o tablas de rodal, sumados a parcelas permanentes distribuídas en varios departamentos de la provincia de Misiones, posibilitaron el desarrollo de tablas dinámicas de crecimiento, con las cuales fue posible generar superficies de respuesta a distintos tipos de intervenciones silvícolas de conducción. En 1997, a través de un consorcio conformado para el desarrollo de modelos de crecimiento, utilizando los datos de los ensayos de densidad, de raleos, de parcelas permanentes de las empresas del norte de Misiones y de bases de datos de árboles individuales, se elaboró un modelo dinámico de crecimiento y producción agregado a nivel de rodal. Este modelo de *Araucaria angustifolia*, junto a los de *Pinus elliottii* y *Pinus taeda*, fueron los primeros simuladores forestales del país. Este simulador implicó desarrollar funciones de sitio anamórficas, con una edad base de 25 años, una función de producción del volumen total y de madera, funciones de mortandad, función para estimar el diámetro medio cuadrático y el aritmético, función para estimar la altura media y un algoritmo de raleo (Friedl *et al*., 1997). La última versión de este simulador de producción y crecimiento de *Araucaria angustifolia* integra el sistema PLAFORNEA (Keller *et al*., 2017), el cual considera no sólo la producción maderable sino también la biomasa aérea por compartimento, fuste, ramas, hojas y total. Este simulador añade distribuciones diamétricas y las ecuaciones de biomasa surgen de los estudios de Fernández *et al.* (2002), Fernández Tschieder *et al.* (2004), y Vega y Martiarena (2010), aunque se aplican los modelos ajustados a partir de los 20 años de edad, dado que no se ha unificado la información en un modelo único. Cabe destacar que *Araucaria angustifolia* a partir de los 30 años concentra el 70% de su biomasa en fuste (Vega y Martiarena, 2010).

En las tablas 6.1 y 6.2 se presentan simulaciones para un índice de sitio bueno, con suelos profundos utilizados originalmente para el cultivo de la especie y en un sitio de baja calidad, el cual sería esperable encontrar en casos en los que es necesario restaurar el bosque. El régimen silvícola es el mismo para ambos sitios en intensidad y oportunidad, en base al número de árboles y a la edad. En la tabla 6.3 pueden observarse los valores de biomasa para las dos calidades de sitio. Las diferencias apreciables entre estas simulaciones ponen en evidencia que en caso de realizarse actividades de restauración de áreas deforestadas donde la calidad de sitio es baja, deberá desarrollarse una estrategia que permita compensar a los productores por los servicios ambientales, incluidos los referidos a biodiversidad, que estas plantaciones puedan prestar.

Tabla 6.1. **Crecimiento y producción de *Araucaria angustifolia* en un índice de sitio bueno (20). Donde: N: número de árboles por hectárea; H dom: altura dominante; H: altura promedio; DG: diámetro medio cuadrático; AB: área basal; VTcc volumen total con corteza, FE: factor de espaciamiento de Wilson; IDR: índice de Reineke; VAc: volumen acumulado. Las simulaciones se realizaron empleando el simulador de crecimiento y producción forestal PLAFORNEA 2017 (Keller *et al.*, 2017) partiendo de un índice de sitio 20, una densidad de 1045 indiv./ha y planteando 2 raleos, uno a los 8 y otro a los 13 años, con extracciones de 500 y 240 indiv./ha, respectivamente, con tala rasa a los 30 años.**

Buena calidad de sitio									
Edad	N	Hdom	H	DG	AB	VTcc	FE	IDR	Vac
años	indiv./ha	m	m	cm	m^2/ha	m^3/ha	%		m^3/ha
4	1045	5.0	3.5	7.4	4.5	12	62	149	12
8	1042	11.4	10.0	14.2	16.5	100	27	421	100
8	542	11.4	10.1	15.1	9.7	59	38	242	100
9	541	12.5	11.2	16.9	12.1	80	34	288	121
13	536	15.7	14.4	22.9	22.0	182	28	486	222
13	296	15.7	14.4	23.7	13.0	108	37	271	222
14	295	16.2	15.0	27.4	17.5	150	36	343	264
25	289	20.0	19.0	40.0	36.2	3798	29	613	483
30	287	20.9	20.0	43.0	41.8	455	28	687	570

Tabla 6.2. Crecimiento y roducción de *Araucaria angustifolia* en un índice de sitio malo. Donde: N: número de árboles por hectárea; H dom: altura dominante; H: altura promedio; DG: diámetro medio cuadrático; AB: área basal; VTcc volumen total con corteza, FE: factor de espaciamiento de Wilson; IDR : índice de Reineke; VAc: Volumen acumulado. Las simulaciones se realizaron empleando el simulador de crecimiento y producción forestal PLAFORNEA 2017 (Keller *et. al.*, 2017) partiendo de índice de sitio 16, una densidad de 1045 pl/ha y 2 raleos, uno a los 8 y otro a los 13 años, con extracciones de 500 y 240 indiv./ha, respectivamente, con tala rasa a los 30 años.

Baja calidad de sitio									
Edad	N	Hdom	H	DG	AB	VTcc	FE	IDR	Vac
años	indiv./ha	m	m	cm	m^2/ha	m^3/ha	%		m^3/ha
4	1045	4.0	2.4	6.7	3.7	8	78	126	8
8	1045	9.1	7.9	13.2	14.3	68	34	376	68
8	545	9.1	7.9	14.2	8.6	41	47	219	68
9	545	10.0	8.8	15.4	10.2	53	43	252	80
13	545	12.5	11.5	21.0	18.9	122	34	412	149
13	305	12.5	11.5	21.8	11.4	74	46	245	149
14	305	13.0	12.0	24.9	14.9	100	44	303	175
25	305	16.0	15.3	35.6	30.4	249	36	538	323
30	305	16.7	16.1	37.9	34.4	294	34	585	368

Tabla 6.3. Biomasa de *Araucaria angustifolia* (total y por compartimento) creciendo en diferente calidad de sitios. Funciones de biomasa utilizadas en el simulador:
BTotal=(edad>14)*((-41,713+0,565*Dap^2)*N árboles/1000) (Fernández Tschieder)
BFuste=(16,21*LN(edad) + 21,287)/100*BT (Inédito INTA EEA Montecarlo)
BRamas=(3,0235*LN(edad) + 5,3207)/100*BT (Inédito INTA EEA Montecarlo)
BHojas=BT-BF-BR.

Calidad de Sitio	Edad (años)	Total (m^3/ha)	Fuste (m^3/ha)	Ramas (m^3/ha)	Hojas (m^3/ha)
Buena	25	244	179	37	28
	30	283	216	44	23
Baja	25	201	148	30	23
	30	230	176	36	18

6.7 Sistemas agroforestales con yerba mate

Los sistemas agroforestales pueden mejorar los servicios ecosistémicos, aumentando la biodiversidad, el ciclado de nutrientes y la rentabilidad del sistema productivo (Jose 2009, Monroe *et al.*, 2016; Bai *et al.*, 2017), por lo que es una práctica muy extendida para muchos cultivos, incluso cultivos perennes de especies como té, café o cacao. Las especies arbóreas que proveen la cobertura forestal al cultivo influyen directamente en el ciclo de los nutrientes y en la transmisión de la radiación solar a las especies cultivadas (Isaac *et al.*, 2007; Bai *et al.*, 2015), por lo que resulta importante seleccionar especies arbóreas apropiadas que permitan mejorar la dinámica de nutrientes del suelo y minimizar la competencia por la luz.

Comparativamente los cultivos de especies arbóreas junto con yerba mate (*Ilex paraguariensis*) han sido muy poco estudiados. La domesticación de la yerba mate para plantaciones puras a partir de 1915 en la Argentina es el sistema adoptado para la producción de yerbales de alta producción (Giberti, 1992), debido a la tolerancia de las plantas adultas a la insolación y a las heladas, ya que el árbol es manejado como un arbusto con podas anuales. En la provincia de Misiones el cultivo de yerba mate (cuadro 5) es unas de las actividades agrícolas más importantes, ocupando una superficie de 206.479 ha. De acuerdo al Instituto Nacional de la Yerba Mate, en el año 2016 aproximadamente 120.000 ha pertenecían a plantaciones degradadas de baja productividad. Según el Ministerio del Agro y la Producción de Misiones, el 89% de los productores yerbateros se caracteriza por poseer una superficie predial entre 1 a 25 ha.

En Brasil la yerba mate proveniente de monte tiene un valor superior y es considerada de mejor calidad por los consumidores, existiendo también un mercado diferenciado promocionado por las ventajas ambientales (Baggio *et al.*, 2008). En Paraguay, el cultivo de yerba mate bajo monte demostró ser una buena alternativa para conservar parte de la fauna nativa, albergando 66% de las especies de aves que se encontraban en el monte (Cockle *et al.*, 2005). No obstante, se ha prestado exigua atención al cultivo de yerba con otras especies arbóreas de modo de contribuir a una mejora en el uso de los recursos y de lograr una diversificación en la producción y en la renta de los productores, al orientarse a la obtención de yerba mate y madera de calidad.

En la provincia de Misiones en la década de los años 70 y 80 se iniciaron experiencias en asociación de árboles a cultivos perennes con yerba mate y tung (*Aleuritis fordii*) principalmente en combinación con pino Paraná (*Araucaria angustifolia*), kiri (*Pauwlonia tormentosa*) y *Pinus elliottii* (Kozarik, 1994). Los rendimientos de los yerbales fueron menores (también fue menor el número de plantas/ha) que en el cultivo puro, aunque obteniendo un retorno económico considerable de la madera al turno final. Se identificó en su momento como una desventaja del sistema la competencia entre el árbol y el cultivo de yerba por la luz y probablemente en ciertas ocasiones por el agua (Kozarik, 1994). En los 90 como parte de un programa de reconversión de suelos degradados y uso de especies arbóreas nativas se instalaron ensayos de investigación para evaluar el desempeño y la interacción positiva y negativa en cultivos de yerba mate (Eibl *et al.*, 2000; Montagnini *et al.*, 2005). Se evaluó la productividad de yerba mate en dos sitios: alta fertilidad y suelo degradado en asociación con una leguminosa nativa, *Enterolobium contortisiliquum* (timbó), y con dos especies de alto valor maderero, *Balfourodendron riedelianum*

(guatambú) y *Handroanthus hetaphylla* (lapacho negro). Como resultado los rendimientos por planta en la primera cosecha comercial (al quinto año) no mostraron diferencias entre la asociación y el cultivo puro. Sin embargo, la sombra generada por los árboles en ese período de implantación había sido muy baja.

Si bien *Ilex paraguariensis* es manejada a cielo abierto como un arbusto con podas anuales, se trata de una especie de árbol del dosel inferior. A pesar de ello poco se conoce sobre el efecto que tiene la sombra sobre la productividad y sobre las características organolépticas de la yerba. En un ensayo realizado en el establecimiento El Rocío en Santo Pipó se evaluó el desarrollo de especies arbóreas nativas y exóticas en plantaciones comerciales de yerba mate (figura 6.18). Los los resultados obtenidos al tercer año, muestran buen desarrollo en las especies nativas *Peltophorum dubium* y *Cordia trichotoma* en cuanto a crecimiento en altura, diámetro y forma de fuste. La especie *Parapiptadenia rigida*, en cambio, presentó un crecimiento muy errático. La especie *Balfourodendron riedelianum* presentó buena forma de fuste pero su crecimiento fue más lento. En cuanto a las especies exóticas, las que mejores resultados tuvieron fueron kiri, grevillea y toona que son especies utilizadas en plantaciones macizas y de comportamiento conocido en Misiones (Wyss *et al.*, 2015). En general no es recomendable plantar pinos en combinación con yerba mate, ya que una gran cantidad de acículas son acarreadas con la yerba tras la tarefa, con las consiguientes complicaciones en el procesamiento de la cosecha. Aún resta evaluar en este ensayo cómo se comportan las especies a largo plazo y, en particular, los efectos de la competencia por nutrientes y agua entre las especies cultivadas.



Figura 6.18. Especies de árboles nativos creciendo en asociación con yerba mate en el Establecimiento El Rocío en Santo Pipó, Misiones (Foto: Sara Barth).

6.8 Ganadería bajo monte y parquizados con uso ganadero

De acuerdo a Perez Casar (2016) en el territorio argentino la producción silvo-pastoril abarca alrededor de 34 millones de hectáreas (en bosques cultivados y nativos). Estos sistemas productivos, con al menos dos propósitos explícitos y muchos más implícitos, vienen siendo estudiados y monitoreados desde diferentes enfoques según el interés último de quien los analiza. Algunos trabajos se concentran en mejorar la productividad del sistema (Carvalho *et al.*, 2002; Silva *et al.*, 2008); otros en establecer el equilibrio entre producción forestal y cárnica (Fassola *et al.*, 2009; Lacorte *et al.*, 2009); otros en fomentar y generar la tecnología para establecer sistemas que contribuyan a albergar una mayor biodiversidad (Rodrigues Pereira *et al.*, 2014; Gómez-Cifuentes *et al.*, 2015). Asimismo, hay trabajos que monitorean y estiman el éxito en la promoción de la biodiversidad en diferentes paisajes productivos y/o el grado de mantenimiento de los servicios ambientales tomando como indicadores la presencia de algunos grupos animales (Gómez-Cifuentes *et al.*, 2015). La producción ganadera en Misiones adopta tres grandes formas: en pastizales abiertos (nativos o implantados); en sistemas silvo-pastoriles (principalmente en plantaciones de pino) y en parquizados (provenientes de monte nativo raleado para tal fin (figura 6.19) (Gómez-Cifuentes *et al.*, 2015).

En estudios realizados acerca de la adopción de tecnologías en la producción silvopastoril entre productores familiares en la zona centro de Misiones, se encontró que este sistema productivo es visto como un modo de diversificación, que puede desarrollarse en sitios “ociosos”, que cuenta con el interés de las pequeñas producciones familiares, que en líneas generales hay una base de información apropiada para su implementación y que uno de los principales problemas es la falta de delimitación física de los sitios de pastoreo (potreros). Las escasez o ausencia de recursos (p. ej. falta de luz para instalar hilos eléctricos; falta de dinero para alambrar y/o construir bebederos y así proteger las vertientes) fueron identificadas dentro de las principales limitantes asociadas a una adecuada implementación de ciertos manejos que favorecen la coexistencia del ganado con otras producciones sensibles al pisoteo (y/o ramoneo) (Giancola *et al.*, 2015) o que posibiliten un pastoreo que albergue mayor biodiversidad (con clausuras rotativas, por ejemplo, para atraer la fauna granívora) (Marino *et al.*, 2013).



Figura 6.19. Productor rural con manejo diversificado en el límite este del paraje Península Andresito, Misiones (Foto: Daily García).

En los sistemas productivos familiares, la adopción de la ganadería bajo monte está ampliamente difundida en la provincia. En cada región la problemática es sensiblemente diferente. En el presente se están iniciando las acciones necesarias para confeccionar un “atlas productivo de la provincia” donde se compendien todos los subsistemas presentes en cada región.

Y a partir de esa información elaborar un análisis de subsistemas que hacen sinergia y aquellos que generan detrimentos mutuos. Se espera con este diagnóstico extendido generar un imaginario colectivo entre los actores externos que intervienen en el territorio y herramientas de asesoramiento que tomen como base las actividades ya presentes en una unidad productiva dada, y a partir de allí proponer ajustes al productor en cuestión.

Debe destacarse la necesidad urgente de realizar estudios sobre el manejo de sistemas forestales con ganado en Misiones, ya que estos sistemas han sido relativamente poco estudiados en relación a los costos y beneficios para ei mantenimiento de la biodiversidad y los servicios ecosistémicos. Por ejemplo, los parquizados tan comunes en el norte de la provincia implican la pérdida de especies arbóreas en el largo plazo. Misiones se caracteriza por ser una zona con alta probabilidad de tornados, vientos fuertes ocasionales derriban los árboles que generalmente tienen daños preexistentes (por ejemplo, fueron parcialmente quemados cuando se habilitaba el terreno para la ganadería) o tienen raíces superficiales (figura 6.20).



Figura 6.20. Muchas de las especies de árboles en Misiones, en este caso *Aspidosperma polyneuron*, tienen raíces superficiales, lo cual implica su caída en sitios que han sido limpiados para uso agrícola o como potreros (Foto: Paula Campanello).

6.9 Limitaciones de la silvicultura actual y nuevos paradigmas en la gestión y manejo de bosques del noreste argentino

6.9.1 Sostenibilidad del aprovechamiento maderero del bosque

En la provincia de Misiones el aprovechamiento del bosque es del tipo selectivo bajo un esquema policíclico sin planificación de las tareas y manejo silvícola del bosque. Este tipo de manejo, denominado extracción selectiva convencional, genera un alto impacto sobre el bosque al reducir excesivamente la cobertura del dosel por extracción directa y daños a la masa remanente, altos niveles de alteración del suelo por caminos, vías de saca y vías de arrastre, y profundos cambios en la estructura del sotobosque y crecimiento de especies colonizadoras. La Selva Misionera se caracteriza por presentar bajos crecimientos, turnos largos y bajos retornos por lo que resulta necesario planificar las operaciones, reducir impactos que se traduzcan en pérdidas y manejar el bosque para maximizar su incremento (Mac Donagh y Ribero, 2006), es decir realizar aprovechamientos de impacto mínimo (o impacto reducido). Este tipo de extracción supone un inventario pre-aprovechamiento, mapeo de árboles, planificación de caminos (de extracción, arrastre y acopio), corte de lianas si es necesario para evitar dañar varios árboles simultáneamente, volteo dirigido, utilización eficiente de los troncos, un mínimo de disturbio en el suelo, y el manejo de los restos de la extracción (Dykstra y Heinrich, 1996). Si bien el aprovechamiento de mínimo impacto es ampliamente utilizado en bosques tropicales (Pinard y Putz, 1996; Sist ,2002; Vidal *et al*., 2002), y los planes de manejo en Misiones requieren un estudio de impacto ambiental, este tipo de aprovechamiento no es contemplado en la normativa de la provincia, por lo cual su aplicación ha sido prácticamente a escala experimental (Bulfe *et al*., 2008; Campanello *et al.,* 2009).

En un ensayo llevado a cabo en la Reserva de Biósfera Yabotí se comparó la evolución de un bosque explotado por métodos de impacto reducido y otro con extracción selectiva convencional. Se observaron diferencias en el área basal dañada y los árboles muertos posterior a la cosecha, entre ambos métodos de extracción, y en el caso de impacto reducido el número de árboles muertos hasta tres años después de la cosecha fue menor con respecto al tratamiento convencional. Con respecto a la regeneración natural en los claros abiertos durante la extracción, se observó un mayor establecimiento de especies del dosel en el bosque bajo aprovechamiento de impacto reducido debido a que el número de árboles dañados había sido menor (Bulfe *et al*., 2005). También se observó que la regeneración arbórea depende de la interacción entre la intensidad de tránsito de la maquinaria y el tipo de terreno (en particular la pendiente) (Bulfe *et al*., 2006). La aplicación de métodos de mínimo impacto permitió reducir un 17% el área impactada por las máquinas, disminuir la intensidad de tránsito y además acortar en un 62% la longitud de los caminos de extracción (Mac Donagh *et al*., 2006), disminuyendo la compactación del suelo. Además, se observó con la cosecha de impacto reducido un aumento en la densidad de renovales de árboles del dosel. Estas diferencias en crecimiento y dinámica de la masa forestal están asociadas a la intensidad de corta, y a los daños producidos en la masa remanente. En bosques aprovechados por la cosecha de impacto reducido se observó que el área basal inicial se recuperó totalmente a los cinco años después de la corta, mientras que en el bosque bajo aprovechamiento convencional

el área basal permaneció por debajo del valor inicial, en el mismo período.

El aprovechamiento de mínimo impacto fue durante un tiempo el paradigma del manejo sostenible; sin embargo, por sí solo no garantiza la sostenibilidad. Son necesarias intervenciones posextracción que permitan acortar los ciclos de corta (Putz *et al*., 2008). En bosques neotropicales se sabe que el aprovechamiento de individuos de especies de alto valor comercial, aún con aprovechamiento de impacto reducido, no es sostenible en el largo plazo, ya que su abundancia va disminuyendo en sucesivos ciclos de corta (Mostacedo y Fredericksen, 1999; Schulze *et al*., 2008). Para que sea posible la sustentabilidad de extracción se necesitan otro tipo de paradigmas de explotación forestal (Fredericksen y Putz, 2003).

Un buen manejo requiere dirigir los esfuerzos a aumentar la regeneración y los crecimientos individuales de las especies de interés. El manejo del bosque pre y posaprovechamiento resulta un aspecto clave en todos los bosques bajo manejo a nivel mundial. En el caso de los bosques tropicales, la aplicación de prácticas silvícolas como el control o limpieza de especies nativas invasoras y la liberación de individuos candidatos junto a otras técnicas son fundamentales para lograr asegurar niveles aceptables de cosecha en ciclos de corta futuros (Dawkins y Philip, 1998). A pesar de ello, la aplicación de al menos alguna de estas técnicas es la excepción, y no son exigidas por la normativa de aprovechamiento de bosque nativo. Particularmente en Misiones la aplicación de manejo post-aprovechamiento es limitado, ya que, si bien es implementado por pequeños productores en sus propiedades, no se realiza a escalas grandes. De hecho, su aplicación en grandes superficies no ha sido probada y técnicas como la limpieza del sotobosque requieren realizarse en repetidas oportunidades y es por ende una práctica muy costosa para grandes superficies. Por otra parte, un manejo que proponga el corte indiscriminado de lianas es muy poco deseable desde el punto de vista ecológico, ya que no todas las especies de lianas tienen un comportamiento agresivo y además muchas tienen funciones clave en los ecosistemas, ni tampoco desde el punto de vista económico, ya que implica un mayor costo que puede tener un resultado inverso al esperado al estimular el rebrote y crecimiento de las especies más competidoras (Campanello *et al.,* 2012).

Los costos y resultados de la aplicación de técnicas poscosecha dependerán del estado del bosque heredado después de años de cosecha tradicional. En muchos casos para poder realizar aprovechamientos en el mediano o largo plazo podrían ser necesarios manejos más intensos, como por ejemplo el enriquecimiento con renovales de especies de alto valor comercial. El enriquecimiento puede constituir una herramienta para la recuperación de bosques muy degradados, con poco potencial de regeneración natural de las especies deseables. Entre las desventajas de la implementación del enriquecimiento es importante considerar el elevado costo que conlleva la apertura de fajas o claros, y el control y cuidado de plantaciones en sus primeros años de desarrollo. Este hecho, sumado a la complejidad y desconocimiento del manejo para la mayor parte de las especies nativas, hace que esta técnica por el momento sea viable a pequeña y mediana escala. La aplicabilidad a mayor escala sería posible con un mayor conocimiento de los factores biológicos implicados y de las técnicas que permitan llevarlo a replicar en la práctica (Weaver, 1987; Sips 1993; Weaver, 1993; Montagnini *et al*., 1997; Eibl *et al*., 1998). La plantación de *Araucaria angustifolia*, especie que ha sido tradicionalmente implantada en Misiones y para los cuales se ha avanzado en aspectos silviculturales, podría ser una alternativa para asegurar la existencia de árboles maderables en futuras cosechas. El enriquecimiento con *A. angustifolia* no solamente beneficiaría a esta especie de árbol en crítico peligro de extinción (IUCN), sino que además a toda una comunidad de animales que usan estos árboles como fuentes de alimento y sitios para pernoctar y anidar (Cabanne *et al*., 2007; Cockle *et al*., 2007; Pietrek y Branch, 2011).



Figura 6.21. La regeneración de especies heliófitas, algunas de alto valor comercial, es muy abundante en sitios donde el suelo es removido como en caminos de extracción de madera. (Foto: Paula Campanello).

Al igual que en otros bosques neotropicales, muchas especies en Misiones tales como *Cordia americana*, *Parapiptadenia rigida*, *Cedrela fissilis* y *Bastardiopsis densiflora* tienen una regeneración importante en sitios muy disturbados (figura 6.21) como caminos de extracción y vías de arrastre (siempre que no se use maquinaria pesada en suelos con alto contenido de humedad, lo cual provoca excesiva compactación), mientras que individuos de esas especies no se encuentran en el sotobosque (Campanello *et al*., 2007b). Esto lleva a pensar en la posibilidad de utilizar como técnicas de manejo la escarificación del suelo en fajas o en claros, sobre todo en los bosques más degradados (por ejemplo, bosques que tienen un área basal de menos de 13 m^2 ha^{-1} o bosques que no tienen árboles para cosechar en un plazo de 30 años). Esta estrategia implicaría en cierto sentido intensificar el manejo silvícola concentrándolo en las especies nativas de rápido crecimiento y mayor interés comercial en ciertas áreas adecuadamente seleccionadas teniendo en cuenta tanto aspectos ecológicos como socioeconómicos, y evitar impactar directamente toda la superficie boscosa.

6.9.2 Provisión de bienes y servicios y conservación de la biodiversidad como desafíos de la gestión de bosques y el manejo silvícola

Al ocupar diferentes territorios, el ser humano genera modificaciones en el entorno para obtener los bienes y servicios necesarios para su desarrollo y bienestar, por lo que la mayor parte de las áreas boscosas del planeta han sido objeto de diferentes expresiones de manejo silvícola a lo largo de la historia de la humanidad. Numerosos estudios demuestran la influencia humana en la configuración del paisaje americano, desde varios siglos antes de la llegada de los conquistadores. Se hallaron evidencias de procesos de domesticación *in situ* de numerosas especies, cambios en la composición y estructura de los bosques, y de modificaciones tan profundas como la generación de suelos antrópicos (la denominada Terra Preta de Índio) (Balée, 1998; 2006; Reis *et al.*, 2014; 2018; Levis *et al.*, 2017; Robert *et al.,* 2017).

Al analizar las actuales prácticas de manejo de los bosques el enfoque cambia si partimos de la base que los paisajes que hoy consideramos prístinos son fruto de la interacción pasada entre los factores ambientales, biológicos y culturales (Capparelli *et al.*, 2011; Hilgert *et al.*, 2014). El diseño del manejo y la conservación de poblaciones y especies nativas debe tener en cuenta que en muchos casos su configuración actual es producto de una larga interacción con el hombre (Reis *et al.*, 2018). Como ejemplo pueden citarse las estrategias de conservación por el uso de los bosques de *Araucaria angustifolia* observadas en el sur de Brasil entre pequeños productores yerbateros que establecen espacios donde se realiza el manejo y uso de poblaciones "silvestres" de *Ilex paraguariensis* que prosperan bajo el dosel de las araucarias. Las araucarias de ese sistema también son promovidas y manejadas para la producción de los piñones y para la ganadería bajo monte (además de la producción de yerba antes citada). Si bien estos manejos implican una disminución de la densidad de la mayoría de las otras especies vegetales allí presentes no utilizadas, el conjunto de poblaciones de cada especie manejada opera como una metapoblación y las prácticas de gestión local contribuyen a la conservación del paisaje y las especies que lo componen (Reis *et al.*, 2018). Es decir, las especies no aprovechadas y las manejadas sufren cambios en su densidad y estructura poblacional, pero no se pierden con este tipo de manejo.

En el caso de la provincia de Misiones, durante el establecimiento de los Jesuitas las intervenciones se concentraron en grandes extensiones, incorporándose en la región muchas especies animales y vegetales de otros continentes, al mismo tiempo que se combinaban tecnologías de manejo de exóticas con conocimientos locales (Stampella *et al.*, 2013; Riat *et al.*, 2018). Luego de la expulsión de la orden de Jesús en 1768 el paisaje productivo volvió a recuperar paulatinamente la forma del bosque originario, pero con la incorporación definitiva de algunas especies exóticas y la renaturalización de aquellas especies nativas que los jesuitas habían incluido en el elenco de cultivadas (figura 6.22). Como ejemplo emblemático de ello puede citarse justamente a la yerba mate (Holmberg, 1987; Gambón, 1904; Ambrosetti, 2008).

La dependencia de los humanos y la sociedad hacia la biosfera se hace evidente al reconocer la existencia de funciones ecológicas clave llamadas servicios ecosistémicos (MEA, 2005; Norgaard, 2010). El enfoque de servicios ecosistémicos permite entender de qué manera los cambios en los ecosistemas repercuten en el bienestar humano (Fisher *et al.*, 2009). Estos servicios o funciones ecosistémicas son clasificados de diferente manera por varios marcos conceptuales. El modelo de la cascada de servicios propuesta por Haines-Young y Potschin (2010) permite distinguir los conceptos de función, servicio y beneficio, y plantea servicios de aprovisionamiento (comida, agua, energía), de regulación y mantenimiento, y culturales. La conservación de los bosques y su biodiversidad no solo se justifican por su valor intrínseco, sino además por la existencia de funciones que son indiscutidamente indispensables para la humanidad.

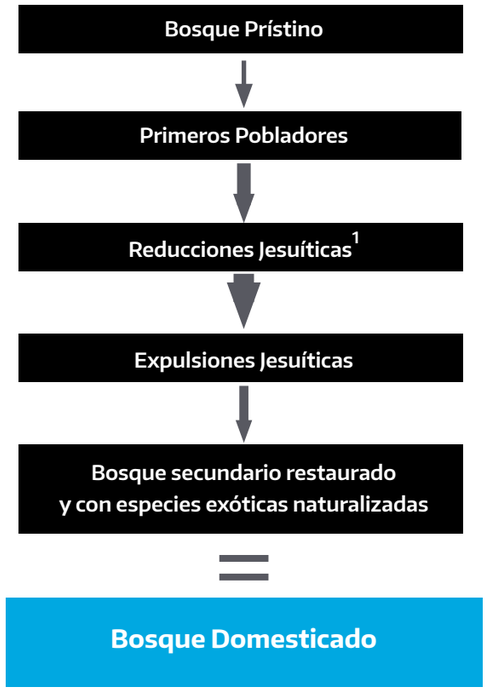


Figura 6.22. Conformación del bosque nativo. El grosor de la flecha simboliza el tamaño de la población en cada período. [1] Paisaje diversificado, con plantaciones de frutales, monocultivos de anuales en grandes extensiones, ganadería extensiva, extracción de madera para construcción, leña y fabricación de utensilios.

La deforestación se ha concentrado durante la última década en los bosques tropicales y subtropicales de África, Sudamérica, y del sudeste asiático (FAO, 2011). Por ejemplo, algunos bosques de Argentina como el Chaco presentan tasas de deforestación que superan el promedio continental (0,51%) y mundial (0,2%) (Aguiar *et al.,* 2016). En Misiones, en cambio, la tasa de deforestación ha disminuido considerablemente en los últimos años, y ha aumentado considerablemente la superficie dedicada a forestaciones (Izquierdo *et al.,* 2008). Las plantaciones representan una proporción cada vez mayor de la superficie forestal mundial y compensan en parte la pérdida de bosques naturales en términos de superficie forestal, y en diferente medida el hábitat para la biodiversidad y función ecológica. De mantenerse los ritmos actuales de deforestación, más del 30% de la superficie de bosques naturales restante se perderá a finales de siglo y las plantaciones representarán más del 20% de la superficie forestal total (Brockerhoff *et al.*, 2013). Dichos ecosistemas aportan la base para diversas actividades económicas, tales como producción de agua para las ciudades, acuicultura, pesca deportiva y ecoturismo. Proveen también de productos forestales madereros y no-madereros (Daily y Matson 2008; Daily *et al.*, 2009).

A pesar de la continua conversión y degradación de los bosques, la cubierta forestal está aumentando en algunos países ya que en antiguas tierras agrícolas se están regenerando nuevos bosques (FAO, 2011). Estos bosques restaurados no se corresponden necesariamente con la composición y estructura de la cubierta forestal original, pero podrían contribuir a conservar funciones ecosistémicas importantes, algunas de las cuáles se consideran servicios ecosistémicos. Los enfoques para restaurar los ecosistemas forestales dependen en gran medida de los niveles de degradación, la

vegetación residual y los resultados buscados. Abundan las oportunidades para combinar objetivos de restauración y regeneración forestal con medios de vida rurales sostenibles y la participación de la comunidad. Los nuevos bosques requerirán un manejo adaptativo como sistemas dinámicos y resistentes que puedan soportar las tensiones del cambio climático, la fragmentación del hábitat y otros efectos antropogénicos (Chazdon, 2008).

Las transformaciones de la cubierta vegetal de los últimos 10-15 años en las fronteras de la agricultura y los bosques tropicales en todo el mundo muestra que la agricultura itinerante disminuye en los paisajes con acceso a los mercados locales, nacionales e internacionales que fomentan la producción ganadera y los cultivos comerciales, y que los paisajes rurales pueden actuar como un componente de seguridad de los sistemas diversificados, en particular en respuesta a los riesgos e incertidumbres asociados con los sistemas de uso de la tierra más intensivos (Van Vliet *et al.,* 2012). Una posibilidad para contribuir a las políticas públicas destinadas a ordenar el paisaje productivo es tener en cuenta la diversidad de los sistemas agroforestales familiares de Misiones.

6.10 Perspectiva del manejo silvícola: presente y futuro

6.10.1 Servicios ecosistémicos y su relación con la expansión de la foresto industria y otras tendencias en el uso de la tierra en Misiones

A pesar de que el enfoque de servicios pone en relieve la importancia de los ecosistemas para el bienestar humano, la mayor parte de las investigaciones existentes se centran en un valor agregado de dicho bienestar y no analizan las cuestiones de distribución y equidad asociadas. La capacidad de los servicios para sostener o mejorar la calidad de vida es particularmente relevante para los actores sociales con bajos niveles de capital social y económico, y por ello, más dependientes del capital natural (Adger, 2006). En ese sentido, cabe destacar que existen necesidades específicas de recursos diferenciales, identidades culturales diferentes, estatus social y poder de negociación diferenciados, prácticas sociales excluyentes e inclusivas, que determinan niveles de acceso distintos (Lakerveld *et al.*, 2015). Por lo tanto, es necesario incorporar marcos analíticos desde las ciencias sociales para poder abordar la complejidad.

Varios autores estudiaron la forma en la que se producen compromisos entre algunos de los servicios ecosistémicos (Rodriguez *et al.*, 2006; Raudsepp-Hearne *et a*l., 2010). Se han hecho progresos en documentar estos compromisos en ecosistemas forestales, pero muchos intentos de modelar y cuantificar servicios no desagregan los beneficiarios, ignorando así la distribución de los beneficios entre los grupos y los individuos en la sociedad (Cheung y Sumaila, 2008; Nelson *et al.*, 2009). El equilibrio entre los servicios de aprovisionamiento económicamente críticos y los servicios de apoyo ambientalmente sostenibles a menudo parece absoluto. Sin embargo, cuando el uso de la tierra es eficiente, los administradores pueden ser capaces de aumentar la prestación de servicios económica y ecológicamente sostenibles (Grossman *et al.*, 2015).

La variación en la distribución espacial entre los servicios de los ecosistemas puede ser alta, por lo cual es necesario identificar espacialmente sitios importantes para la planificación de la conservación. El término "punto caliente de servicios ecosistémicos" se ha utilizado a menudo con este fin, pero las definiciones de este término son ambiguas y pueden llevar a incertidumbres en la toma de decisiones (Schröter y Remme, 2016). Incorporar el análisis espacialmente explícito de los servicios ecosistémicos y analizar los compromisos que se producen entre ellos puede mejorar la toma de decisiones sobre los recursos naturales (Nelson *et al.*, 2009). Por lo general, escenarios que implican provisión de productos básicos entran en compromiso con servicios ecosistémicos de regulación y de mantenimiento de la biodiversidad (Nelson *et al.*, 2009). La priorización de la conservación espacial es una buena manera de identificar lugares para la conservación de la biodiversidad o para evitar impactos en el desarrollo económico. Su patrón de variación está asociado al tamaño del área de suministro local y requisitos de la red regional para el mantenimiento de la provisión del servicio, para el flujo entre la provisión y la demanda, y con respecto al grado de dispersión que se necesita para el acceso a través de diferentes regiones administrativas (Kukkala y Moilanen, 2017).

En Misiones, los remanentes del Bosque Atlántico por sus condiciones biofísicas poseen gran capacidad de ofrecer servicios ecosistémicos a nivel local, regional y global, como ciclaje de nutrientes, protección de los suelos, conservación de la biodiversidad, regulación climática y control hidrológico, entre otros, por lo que se considera fundamental profundizar en el análisis de los vínculos existentes entre la capacidad de provisión y las demandas sociales, así como en el desarrollo de metodologías para la valoración de servicios en áreas de frontera (Zulaica *et al.*, 2015). Aunque existe un solapamiento entre las áreas destinadas a conservación del hábitat y los servicios ecosistémicos relacionados al carbono y el suelo (dentro de las áreas naturales protegidas y la Reserva de la Biosfera Yabotí), esta superposición de servicios no coincide con áreas seleccionadas para el rendimiento de agua, lo que indica que hay compromisos involucrados en la prestación de todos los servicios a escala provincial. Los trabajos realizados en los últimos años permiten determinar algunas tendencias sobre el impacto de la explotación de los bosques sobre algunos servicios ecosistémicos. Por ejemplo, el incremento en bambúes y lianas debido a sucesivas extracciones no solo afecta la estructura y dinámica del bosque, sino que tiene consecuencias en el almacenamiento de carbono y la evapotranspiración (Vaccaro *et al.,* 2003; Campanello *et al.*, 2016; Zaninovich *et al.*, 2017).

Los bosques proveen un sinnúmero de servicios ambientales, que incluyen, entre otros, la provisión de productos no maderables, como alimentos, fibras y medicinas, agua de calidad y en suficiente cantidad, el ciclado de nutrientes, la protección del suelo, la protección de infraestructura humana, la educación y la recreación, la investigación científica y la regulación del clima. Los bosques tropicales almacenan una alta proporción del carbono terrestre (Dixon *et al.*, 1994). Como producto de la deforestación o la pérdida de biomasa forestal el carbono almacenado en los bosques es liberado como CO2, y de esa forma contribuye al calentamiento global. Por otro lado, en los bosques neotropicales, tanto en la Amazonía como en el Bosque Atlántico, así como en los bosques tropicales de África, existe una asociación entre la densidad de la madera, el tamaño de los árboles, el tamaño de los frutos y su dependencia de vertebrados grandes para la dispersión (Peres *et al.*, 2016). Estudios recientes sugieren que el proceso de

defaunación que ocurre en los bosques tropicales y subtropicales de Sudamérica podría conducir a una marcada reducción en la biomasa arbórea y en el carbono almacenado debido a la disminución o ausencia de dispersores (Bello *et al*., 2015, Peres *et al*., 2016). Solamente en la Amazonía brasilera, la defaunación podría conducir a una pérdida de entre 5,9 y 13,7 trillones de dólares a los precios de mercado actuales para el carbono (5 dólares/Mg C) bajo el esquema REDD+ (Peres *et al.,* 2016).

En Misiones existen áreas importantes para la provisión de servicios que no tienen protección legal, como las tierras altas de la Sierra Central (Izquierdo y Clark, 2012). La falta de protección legal de las superficies boscosas, combinada con otros factores han contribuido a la magnitud de las transformaciones de los ecosistemas y la sociedad que se ha dado en esta provincia durante las últimas décadas, lo cual ha conducido a importantes cambios en distintos aspectos de su capital natural. A esto se suma el crecimiento y expansión territorial de la población y la variación de sus patrones de consumo, los procesos de migración rural-urbana, el desarrollo inadecuado de obras de infraestructura; las alteraciones en la cantidad y la calidad del agua disponible por usos de la tierra y cambio climático, los impactos ambientales por introducción de especies exóticas, y la superposición de funciones y competencias entre sectores y niveles territoriales (Izquierdo *et al*., 2011; Cristiano *et al*., 2015). Uno de los principales procesos impulsores sobresalientes es la expansión de la foresto-industria (Gómez Lende, 2016; Seoane, 2006). En ese sentido, desde lo económico y social coexisten tensiones y acuerdos entre la agricultura familiar e industrial con respecto a la determinación de los espacios productivos, lo que podría llevar, como ha ocurrido en provincias como Chaco o Santiago del Estero, a acrecentar la relevancia del acceso a la tierra por parte de los campesinos e indígenas, que son los grupos sociales más desfavorecidos (Schiavoni *et al*., 2008; Arzeno y Ponce, 2010; Kostlin, 2010; Manzanal *et al*., 2011).

La expansión de la foresto-industria se asocia a la sustitución de cobertura boscosa por plantaciones de pinos y de eucaliptos. Ello tiene consecuencias en el flujo de servicios ecosistémicos de provisión, regulación y mantenimiento. Las plantaciones de pino afectan el volumen de agua en suelo y podrían influir en el ciclo de carbono y la incidencia de incendios (Zaninovich *et al*., 2016). El reemplazo de bosques naturales diversos por plantaciones forestales tiene consecuencias importantes sobre las características estructurales, hidráulicas y físico químicas del suelo (ej.: Batey, 2009; Chu *et al*., 2018; Owuor *et al.,* 2018). Pese a que el impacto del reemplazo del bosque sobre los suelos en Misiones ha sido menos estudiado que en otros ecosistemas, se puede decir que hay una tendencia a la degradación de los suelos tan solo en la primera rotación de los cultivos (cuadro 6). También los suelos en áreas convertidas a plantaciones presentan valores mayores de densidad aparente y de temperatura, mostrando un menor contenido de agua en la superficie del suelo en relación al bosque (Trentini *et al*., 2017). Los cambios en la cobertura vegetal, especialmente de las especies de árboles dominantes, pueden generar cambios en las propiedades físico-químicas y biológicas del suelo influenciados por la interacción con las raíces y el mantillo (p. ej. Finzi *et al*., 1998; Kara y Bolat, 2008). El reemplazo de un mantillo de especies latifoliadas por uno de coníferas, puede alterar la comunidad de organismos de los primeros centímetros del suelo (por ej. incrementando la biomasa microbiana), siendo responsable de los cambios en la composición química del carbono orgánico en el suelo (Wang *et al*., 2016).

La degradación y sustitución de los ecosistemas naturales afectan a la abundancia, diversidad e interacciones de las especies mediante la modificación de la disponibilidad de recursos y las condiciones ambientales. El reemplazo del bosque nativo por plantaciones de pinos disminuye la diversidad taxonómica y funcional de escarabajos estercoleros, aunque en menor medida que otros usos como el ganadero. Las condiciones microclimáticas (temperatura y humedad medias y temperatura máxima) se correlacionan con la diversidad funcional por lo que el desarrollo de sistemas de producción sostenibles que preserven la biodiversidad nativa requiere la conservación de componentes asociados a estas condiciones (Gómez-Cifuentes *et al*., 2017). También se ve afectada la riqueza de arañas, aunque la misma tiende a incrementarse con la edad de la plantación (Munévar *et al*., 2018).

Las plantaciones afectan a mamíferos y aves del Bosque Atlántico, generando subconjuntos empobrecidos de los grupos originales, cuya riqueza disminuye con la distancia al bosque continuo. La presencia de parches forestales reduce esta tendencia, mientras que la caza furtiva y la alteración en la estructura de la vegetación contribuyen al empobrecimieto de los ensambles de mamíferos que habitan estos paisajes (Iezzi *et al*., 2018). La pérdida de hábitat y fragmentación del Bosque Atlántico en Sudamérica ha llevado al aislamiento a la mayoría de las unidades de conservación del principal depredador, el jaguar, poniendo en riesgo a su población que actualmente es menor a 300 individuos (Paviolo *et al*., 2016). También se ha detectado una pérdida en la diversidad -aunque no en la equidad- de anuros, frente a la sustitución de bosques por plantaciones. Para este grupo de vertebrados se ha observado que la composición de especies depende sensiblemente del microhábitat, y consecuentemente, la homogeneización del hábitat que tiene lugar en las plantaciones resulta en una pérdida de especies (Gangenova *et al*., 2018).

Uno de los únicos trabajos integrales que se han realizado en Misiones sobre evaluación de cursos de agua superficial mostró una buena calidad del agua (Avigliano y Schenone, 2016). Los valores más altos de parámetros fisicoquímicos tales como oxígeno disuelto y la temperatura se relacionaron con los ríos influenciados por el clima urbano. y el posible efecto de la represa de Yacyretá. Los aportes de nutrientes se asociaron con las áreas urbanas y las represas. Se encontraron además tipologías de arroyos con características similares, lo que podría facilitar el diseño de políticas de gestión de cuencas. Esto ilustra otros cambios de uso del suelo que afectan a la dinámica de los servicios.

En relación a los servicios ecosistémicos que aportan al bienestar emocional de las sociedades, al analizar cómo las poblaciones del norte de la provincia conciben los distintos modelos de gestión de plantaciones forestales (tomando en cuenta su envergadura y la consiguiente homogeneización del paisaje) se halló que los sistemas productivos a gran escala y aquellas políticas públicas que los promueven, se conciben negativamente. En términos generales, esto se debe a que en el proceso de conversión productiva ocurrido no se planificaron medidas de protección de los sistemas productivos familiares preexistentes y por lo tanto se afectó la capacidad productiva de los mismos (Cariola *et al*., 2018).

6.10.2 Manejo de plantaciones de *Araucaria angustifolia*

6.10.2.1 Conformación de rodales mixtos y sus ventajas

Las plantaciones forestales monoespecíficas son ampliamente valoradas como fuente de productos para las industrias de la madera y el papel en función de su alta productividad y la simplicidad de su silvicultura, mientras que las plantaciones mixtas con especies nativas, en cambio, son ambientalmente preferibles a las plantaciones mono-específicas ya que aumentan la complejidad del ecosistema y pueden promover la regeneración de otras especies nativas (Nichols *et al.,* 2006) y promueven numerosos servicios ambientales. En virtud de las crecientes exigencias de sustentabilidad en términos productivos, sociales y ambientales, las plantaciones forestales manejadas con múltiples objetivos y basadas en el crecimiento conjunto de varias especies arbóreas comenzaron a considerarse como alternativas viables lo que se conoce como la silvicultura de rodales mixtos.

En la Argentina y en la provincia de Misiones en particular, las plantaciones forestales se desarrollan principalmente con objetivos de comercialización de madera o pulpa para papel a partir de una sola especie forestal. No obstante, en algunas situaciones y condiciones de manejo, estos sistemas podrían ofrecer una mayor diversidad de bienes y servicios ecosistémicos. La silvicultura de rodales mixtos tiene por objetivos diversificar la producción de bienes y lograr incrementos de la biodiversidad, la eficiencia en el uso de los recursos y la oferta de servicios ecosistémicos. Actualmente existe un programa europeo que plantea una estandarización de los estudios en diferentes partes del mundo para valorizar la importancia de los rodales mixtos y lograr resultados comparables (Bravo-Oviedo *et al.*, 2014).

Un rodal mixto es una unidad de bosque en donde al menos coexisten dos o más especies forestales, con algún estado de desarrollo y en el cual comparten recursos (luz, agua, nutrientes) y espacio de crecimiento. La ocurrencia de las especies puede ser cuantificada por su densidad, área basal, volumen, biomasa, cobertura de copas, entre otras variables y el término "mixto" se utiliza de la misma manera que al hacer referencia a bosques naturales con regeneración espontánea (Kelty *et al.*, 1992; Sterba *et al.*, 2014). Las plantaciones mixtas pueden estar formadas por dos o más especies forestales o combinación de árboles con arbustos de interés comercial o ambiental, generando mecanismos de facilitación al cultivo principal (Kelty, 2006; Nichols, 2006).

En este sentido, desde una perspectiva silvicultural, es decir de manipulación de la dinámica del rodal para el logro de determinados objetivos, se plantean diferencias al considerar especies con distintos requerimientos y características funcionales (Barvo-Oviedo *et al.*, 2014). Por lo tanto, un rodal compuesto por especies similares funcionalmente podría considerase como rodal puro, es decir, se esperaría una única respuesta de las diferentes especies a un tratamiento silvicultural (por ejemplo, raleo). Es necesario, además, considerar la etapa de crecimiento en que se encuentran las diferentes especies. En una misma combinación de especies se puede observar una variación en las interacciones en diferentes etapas de crecimiento y aun en diferentes calidades de sitio (Cavard *et al.*, 2011). Por otro lado, si las especies corresponden a grupos funcionales distintos, las interacciones positivas como complementación, facilitación u otras, pueden ser manipuladas favorablemente para lograr los objetivos productivos y/o ambientales (Kelty, 2006; Forrester y Pretzsch, 2015).

6.10.2.2 Silvicultura de rodales mixtos en Misiones: ¿es posible la conversión de plantaciones puras en rodales mixtos mediante regeneración natural?

Los paisajes dominados por plantaciones pueden considerarse como un mosaico dinámico constituido por rodales de diferentes edades que van experimentando modificaciones en sus condiciones desde la implantación hasta que son cosechados. A su vez, a lo largo del ciclo de la plantación ocurren cambios en su estructura que pueden favorecer o limitar el establecimiento y crecimiento de especies vegetales nativas y sus funciones ecológicas. El mayor desarrollo del sotobosque puede determinar que las plantaciones, durante la rotación, aumenten la oferta de servicios como disponibilidad de hábitat y recursos, constituyendo corredores, en lugar de barreras, para el desplazamiento de animales y los consecuentes procesos de dispersión de plantas (Lindenmayer *et al.*,2003; McFadden y Dirzo, 2018). Las plantaciones de pino y araucaria de Misiones pueden presentar regeneración en diferentes etapas de crecimiento de hasta un 70% de las especies de los bosques nativos misioneros y pertenecientes a diferentes grupos ecológicos (Goya *et al.*, 2010; Medina *et al.*, 2017; Ritter *et al.,* 2018). En plantaciones de *Pinus taeda* manejadas para la producción de madera, con rotaciones mayores de 20 años y valores de área basal menores a 30 m^2 ha^{-1} de área basal, podrían presentar aproximadamente el doble de especies que plantaciones manejadas con destino a celulosa, con rotaciones máximas de 15 años y valores de área basal mayores 30 m^2 ha^{-1}. Además, según el mismo trabajo, la riqueza de especies de árboles nativos depende de la disponibilidad de bosque nativo a nivel del paisaje en una proporción no inferior a 25-30% (Ritter *et al.*, 2018).

Un caso particularmente interesante lo representan las plantaciones de *Araucaria angustifolia* del noreste de la provincia de Misiones en el CAMB. Sus edades van desde menos de 20 a más de 65 años y presentan diferentes características estructurales producto de su historia de manejo, principalmente basado en las cortas bajo un esquema de dos raleos. En base a resultados preliminares y su posible proyección en el tiempo, estas plantaciones longevas permiten analizar propuestas para su conversión a bosques mixtos. Se observa que estos rodales han generado condiciones adecuadas para el establecimiento y crecimiento de especies de plantas nativas, incluyendo árboles de interés forestal. Estas plantaciones albergan más de 100 especies de aves del bosque, inclusive especies amenazadas como el gallito overo (*Psilorhamphus guttatus*), mosqueta cara canela (*Phylloscartes sylviolus*), mosqueta oreja negra (*Phylloscartes paulista*) y carpintero dorado verdoso (*Piculus aurulentus*) e importantes dispersores de semillas como el yacutoro (*Pyroderus scutatus*) y tucán pico verde (*Ramphastos dicolorus*; Bodrati y Cockle, 2006; A. Bodrati *in litt*.), cuya presencia retroalimentaría el establecimiento de plantas nativas.

La abundancia (número de individuos por ha) y la riqueza (número de especies registradas en el rodal) de las especies arbóreas nativas

varían conjuntamente con la edad de la plantación y están relacionadas con la aplicación de tratamientos, silvícolas, tales como raleos, o cortas (Medina, *et al.,* 2020). Cabe destacar que estas tendencias además son diferentes para especies pioneras y tolerantes a la sombra. La mayor parte de las especies aumentan con la edad de la plantación. Sin embargo, para las especies pioneras la abundancia aumenta en relación con el tiempo desde la última intervención silvícola. La abundancia de pioneras presenta valores altos inmediatamente después de las intervenciones y tiende a descender rápidamente. Estas tendencias indican que, aun después de 60 años, el establecimiento espontáneo de árboles en estas plantaciones de araucaria sigue promoviendo cambios de la composición taxonómica y funcional.

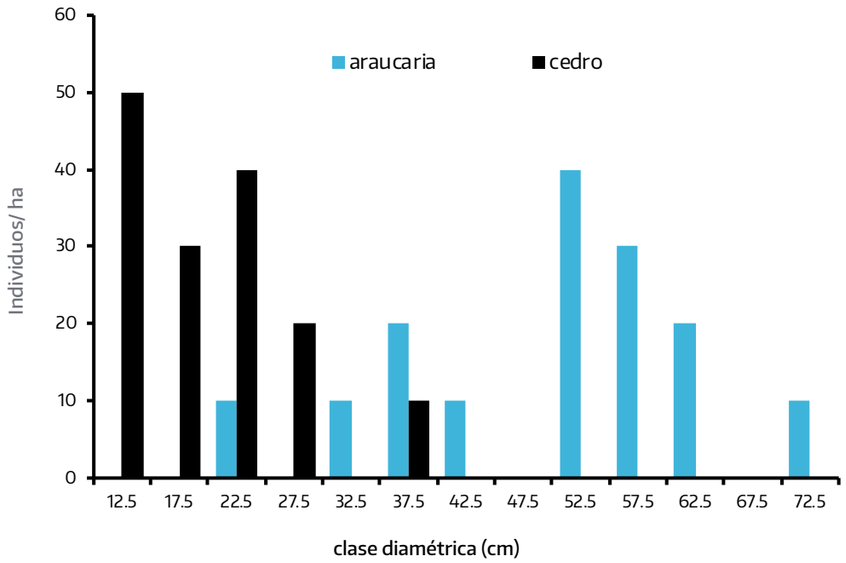


Figura 6.23. Distribución del número de individuos por clases diamétricas en un rodal de *Araucaria angustifolia* (araucaria) y *Cedrela fissilis* (cedro) en San Antonio, Misiones (CAMB INTA).

En las plantaciones de araucaria analizadas se han registrado más de 60 árboles por ha de especies de importancia forestal mayores a 10 cm de DAP, cuya conducción podría representar una mejora apreciable en el valor maderero de estos rodales. Particularmente se han registrado rodales de *A. angustifolia* de 67 años que poseen regeneración de *Cedrela fissilis* con una densidad de 150 individuos por ha y una distribución de edades de tipo disetánea abarcando un rango de 30 a los 60 años (figura 6.23). El crecimiento de *C. fissilis* y el resto de las especies establecidas de manera espontánea depende de las relaciones de competencia que se establecen entre ellos, aspecto relevante en el manejo de rodales mixtos (Forrester, 2014). Si la reducción de la competencia se traduce en un aumento tangible del crecimiento diamétrico entonces podría orientarse el desarrollo de tratamientos silvícolas sobre la base de las relaciones competitivas. Los índices de competencia presentan una relación débilmente negativa con el IPA (Incremento Periódico Anual en diámetro) en araucaria y más intensa con los árboles de regeneración natural. Esa diferencia también resulta coherente para la situación analizada, en plantaciones monoespecíficas existe una baja pérdida de crecimiento por competencia mientras que en las especies establecidas espontáneamente los individuos suprimidos pueden crecer aproximadamente 4-5 veces menos que los que presentan menor competencia. Estos resultados indican que el proceso de competencia afecta más fuertemente a los árboles regenerados naturalmente que a *A. angustifolia*. Mediante un manejo apropiado de control de las relaciones de competencia podría incrementarse en forma apreciable el crecimiento de los árboles regenerados naturalmente controlando las relaciones de competencia.

Nichols (2006) realizó un análisis financiero comparando plantaciones puras y mixtas, y determinó que con rendimientos 11% mayores que los esperados para plantaciones monoespecíficas, las plantaciones mixtas podrían considerarse viables desde el punto de vista económico. Considerando el caso de rodales de *A. angustifolia* con *C. fissilis*, con los precios actuales de las maderas de araucaria (800 $ tn^{-1} en pie) y cedro (2500 $ m^{-3} en pie) (http://neamisionesforestal.blogspot.com, julio 2018), y llegando a un DAP medio de 45 cm y 150 individuos por hectárea en araucaria y 35 cm de DAP medio con 150 individuos por hectárea de cedros, se lograría entre un 50 y 60% más de valor económico de la plantación en pie.

6.10.2.3 Cortas en agregados como alternativa a la tala rasa

Los impactos más pronunciados de las plantaciones forestales para muchas especies, y también en los ciclos biogeoquímicos, ocurren durante la tala rasa y los años posteriores hasta el establecimiento de la plantación y el cierre del dosel). Teniendo en cuenta las demandas de la sociedad en lo relativo a un manejo forestal que conserve el paisaje y la biodiversidad, dentro del CAMB de INTA en San Antonio se estableció un ensayo en plantaciones de *Araucaria angustifolia* que contempla el dejar retenciones, que pueden asimilarse a los bosquetes de la silvicultura clásica, aunque con fines diferentes. Se establecieron retenciones agrupadas de 500 m^2 y de 2000 m^2 de superficie y retenciones dispersas sobre una tala rasa, dejando 60 plantas por ha. Al año de establecidas, las retenciones agrupadas presentaron una tasa de mortalidad de 14%, mientras que la retención dispersa presentó una tasa de mortalidad del 3,2%. Estos valores son menores a los de retenciones aplicados en otras partes del mundo (Esseen 1994; Hautala y Vanha-Majamaa 2006; Rosenvald y Lõhmus 2008). Dado que los vientos modelan el paisaje en Misiones, es necesario esperar para conocer su impacto en las retenciones y evaluar el uso de este manejo a mediano plazo. Asimismo, se necesita llevar a cabo estudios que permitan identificar las ventajas ambientales y el aporte al mantenimiento de funciones ecosistémicas de este tipo de aprovechamiento.

6.10.3 Liberación de árboles de futura cosecha

6.10.3.1 Aspectos ecológicos importantes para el manejo de la regeneración

Considerar aspectos de la dispersión y crecimiento de las especies de interés comercial es importante al momento de evaluar la sostenibilidad del manejo forestal y formular técnicas para manejar la regeneración (Guariguata y Pinard, 1998), en particular la liberación de árboles de futura cosecha. Estudios de patrones espaciales realizados a escala de 100 m en bosques de Misiones dentro del CAMB que fueron aprovechados en el pasado, mostraron que la regeneración mayor a 30 cm de altura de especies como *Cabralea canjerana*, *Balfourodendron riedelianum*, *Cedrela fissilis* y *Aspidosperma polyneuron* presentan patrones agrupados (tabla 6.4). Los renovales de *C. canjerana* se encontraron formando grupos de 44 m de diámetro, con un pico marcado de 20 m. La regeneración de *B. riedelianum* se agrupó en 30 m de diámetro con un pico de agregación hasta los 10 metros. *Cedrela fissilis* y *A. polyneuron* presentaron agrupamientos más marcados formando grupos de 10 m de diámetro. El agrupamiento de la regeneración de las especies analizadas responde a la característica de regeneración de muchas especies arbóreas (Batista y Maguire, 1998; Seidler y Plotkin, 2006; Condit *et al*., 2000).

Tabla 6.4. Resumen de las características de los patrones de la regeneración mayor a 30 cm altura, la relación entre la regeneración y los adultos de la misma especie y, a modo orientativo, la distancia entre adultos semilleros a considerar al realizar el manejo.

	Regeneración	Relación regeneración y adultos	Distancia
C. canjerana	Agrupada 35 m	Positiva entre 10 m y 30 m	70-80 m
B. riedelianum	Agrupada 25 m	Negativa hasta 10 m Positiva entre 10 m a 35 m	70-80 m
C. fissilis	Agrupada 10 m	Negativa hasta 15 m	200 m
A. polyneuron	Agrupada 10 m	Al azar-sin relación	200 m

Las particularidades de la dispersión de semillas de cada especie influyen sobre el tamaño de los agrupamientos (Seidler y Plotkin, 2006; Condit *et al*., 2000). *Cedrela fissilis*, *B. riedelianum* y *A. polyneuron presentarían*, como la mayoría de las especies dispersadas por viento, limitaciones en la dispersión de sus semillas (Nathan y Muller Landau, 2000). De esta manera, los agrupamientos estarían determinados por las distancias de dispersión de sus semillas en conjunción con la disponibilidad de ambientes adecuados para el establecimiento de la regeneración. *Cabralea canjerana,* posee dispersión primaria por parte de un gran grupo de aves (Pizo, 1997) y dispersión secundaria por parte de hormigas de diversos géneros (Pizo y Oliveira, 1998; 2001). Las especies dispersadas por vertebrados presentan agrupamientos relacionados al comportamiento y tamaño de las diferentes especies involucradas en su dispersión (Seidler y Plotkin, 2006). Aves grandes, como tucanes o yacutingas consumen grandes frutos enteros, trasladando las semillas hasta que son regurgitadas o pasan por el tracto digestivo (Pizo, 1997). En cambio, aves más pequeñas, como los tangaraes, consumen pequeños frutos enteros, pero no tragan las semillas de las frutas grandes, dejándolos caer generalmente debajo de la misma planta. Con su enorme semilla, la araucaria es un caso particular, dispersado por loros y otros animales que consumen la punta de la semilla sin impedir su germinación (Tella *et al*., 2016). Estos comportamientos particulares pueden generar patrones agrupados cerca de los árboles madre y en los sitios preferidos utilizados como perchas (Wenny y Levey, 1998; Wenny, 2001).

Los análisis de la regeneración en relación a la posición espacial de los individuos adultos conespecíficos evidencian la posible ocurrencia de procesos denso dependientes en el caso de *C. fissilis* (tabla 6.4), donde existe una relación negativa o repulsión hasta los 15 metros en las cercanías de los adultos. La especie presenta una dispersión de semillas concentrada en los 20 m alrededor de los arboles madre (Alcántara *et al*. 1997) por lo que es esperable una alta densidad de plántulas en las cercanías como así también una alta densidad de patógenos, predadores y herbívoros que se alimentan de semillas y plántulas. Las especies del género *Cedrela* sufren el ataque de la polilla *Hypsipyla grandella* en condiciones de alta densidad de plantas (Grijpma y Gara, 1970), por lo que una menor densidad de individuos en la cercanía de conespecíficos podría reflejar la ocurrencia de procesos densodependientes como la incidencia del ataque por dicho lepidóptero.

En el caso de *B. riedelianum*, cuya dispersión es anemocórica, la relación espacial entre adultos y renovales resultó positiva entre los 5 y 35 metros. Esta asociación positiva reflejaría una limitación en la dispersión de las semillas a mayores distancias y explicaría la tendencia a regenerar alrededor de los árboles madres. La regeneración de *C. canjerana* se asoció a los adultos conespecíficos hasta los 10 metros y con picos positivos entre los 25 y 35 metros. Esta relación positiva en las cercanías de los árboles conespecíficos no indicaría la inexistencia de procesos densodependientes sino que se debería a la dispersión secundaria por parte de hormigas principalmente. Algunas especies de aves que consumen los frutos son dispersores más eficientes, mientras que otras dejan caer varios frutos antes de poder consumirlos (Pizo 1997). De esta manera la mayoría de frutos y semillas caen o son depositados en las cercanías de las plantas madres. En esta situación se verifican procesos severos de depredación por parte de insectos y roedores en conjunción con procesos de dispersión secundaria por partes de hormigas (Pizo y Oliveira, 1998; 2001). Las hormigas cumplen un rol fundamental en el éxito del establecimiento de las plántulas, principalmente en cercanías de las plantas madres ya que facilitan la germinación, ocultan las semillas dificultando el acceso de predadores de las mismas y reducen la posibilidad de ataque de patógenos mediante la extracción del arilo de las mismas (Pizo y Oliveira, 1998; 2001). En particular, los géneros *Pachycondila* y *Odonthomachus* pueden transportar semillas

hasta 10 m (Passos y Oliveira, 2002), distancia que coincide con el patrón de agrupamiento alrededor de los árboles madres. Estos procesos definirían los patrones de la regeneración de la especie ya que, por un lado, la actividad de las hormigas facilitaría el establecimiento en las cercanías de las plantas madres y determinarían el pico de agregación alrededor de las mismas a distancias menores a los 10 m, y, por el otro, el comportamiento de las aves dispersoras determinaría los agrupamientos a mayores distancias (Pizo, 1997; Wenny y Levey, 1998; Alcántara *et al*., 2000; Wenny, 2001).

A partir de estos resultados es posible realizar algunas recomendaciones para el manejo de estas especies. Por un lado, la existencia de una relación negativa entre los adultos y la regeneración debido a la posible existencia de procesos densodependientes indica que, en las cercanías de los adultos de estas especies, existe una baja probabilidad de encontrar renovales y, por lo tanto, la corta de individuos adultos no estaría asegurando la liberación de su regeneración. Esto es particularmente importante para *C. fissilis* ya que es una especie demandante de luz. Para *B. riedelianum* la corta de los individuos adultos combinada con cortas de liberación en las cercanías podría permitir el desarrollo de la regeneración establecida alrededor de los adultos. En el caso particular de *C. canjerana*, la asociación con los individuos adultos conespecíficos indicaría la factibilidad de liberar la regeneración con la corta de los individuos mayores. Por otro lado, las estimaciones de las distancias de agrupamiento respecto a los conespecíficos, nos estaría brindando aproximaciones a las distancias que deberían mantener los adultos para asegurar la presencia de la regeneración en el área bajo manejo. Estas distancias deberían ser el doble a la manifestada para cada especie. De esta manera *B. riedelianum* y *C. canjerana* deberían mantener una distancia de 70-80 metros entre individuos maduros en cada caso. *Aspidosperma polyneuron* no tendría esta restricción en las escalas estudiadas, ya que presentó una relación al azar o no significativa que indica falta de interacción entre la regeneración y los individuos adultos (tabla 6.3). En el caso de *C. fissilis*, la falta de relación positiva en las escalas estudiadas nos indicaría que los individuos semilleros deberían estar a una distancia menor a 200 m y demandaría liberaciones de la regeneración mediante la corta de individuos del dosel en los sitios donde se encuentran los grupos de regeneración, ya que su regeneración estaría condicionada a la disponibilidad de sitios aptos para su establecimiento, en particular pequeños claros del dosel (Grau, 2000), y zonas que presenten condiciones particulares como suelo descubierto y alta radiación como vías de extracción de madera en bosques aprovechados (Campanello *et al*., 2007b).

6.10.3.2 Técnicas para la corta de liberación

En los bosques tropicales los tratamientos han sido dirigidos a la masa establecida. El aprovechamiento, corta de lianas, cortas del dosel medio, cortas del dosel protector, liberación, mejoramiento y refinamiento entre otras han sido de amplia aplicación en los bosques tropicales bajo manejo tanto en esquemas monocíclicos como policíclicos (Dawkins y Philip, 1998). En los sistemas policíclicos de entresaca aplicados en nuestra región, además del aprovechamiento de impacto reducido y el corte de lianas y tacuaras, se aplica la liberación de árboles de futura cosecha como técnica silvícola. Esta técnica tiene como objetivo disminuir la competencia sobre individuos de especies comerciales que presenten buena forma y vigor para aumentar su crecimiento y supervivencia para los ciclos de corta futuros. También suele aplicarse en situaciones donde exista regeneración avanzada de especies de interés bajo ambientes de escasa disponibilidad de radiación.

A pesar de ser una práctica ampliamente recomendada, prácticamente no se aplica en la región y no se disponen de experiencias regionales documentadas que permitan identificar la forma óptima de realizarla. En otras regiones diferentes estudios encontraron respuestas significativas del crecimiento en árboles liberados (Villegas *et al*., 2009; Verwer *et al*., 2008; Wadsworth y Zweede, 2006; de Graaf, 1999) o combinando la liberación de competidores mediante anillado con la liberación de lianas (Peña-Claros *et al.,* 2008). Sin embargo, los aumentos en las tasas de crecimiento de individuos liberados solo mediante anillado no fueron estadísticamente diferentes al compararse con individuos liberados solo mediante la eliminación de lianas (Villegas *et al*., 2009). Únicamente bajo tratamientos fuertes de liberación por anillado se han obtenido mayores crecimientos respecto a la liberación de lianas (Peña-Claros *et al*., 2008).

La respuesta a la liberación varía dependiendo de las intensidades de los tratamientos aplicados. En líneas generales, tratamientos suaves benefician a las especies parcialmente tolerantes a la sombra (Villegas *et al*., 2009) mientras que los tratamientos más fuertes benefician a las pioneras y pioneras longevas (Peña-Claros *et al*., 2008, de Graaf, 1999). Sin embargo, la definición de los tratamientos y sus intensidades deben definirse en función de cada ecosistema y las especies a manejar (Putz *et al*., 2008). De acuerdo a los estudios mencionados es posible inferir que los tratamientos de liberación por anillado suaves serían complementarios al tratamiento de liberación mediante la eliminación de lianas y por lo tanto debe evaluarse correctamente sobre que individuos se deberían realizar. Los tratamientos fuertes combinados con el control de lianas pueden representar aumentos significativos de crecimiento. Sin embargo, altas intensidades podrían reducir excesivamente la cobertura y promover el desarrollo de bambúes en el sotobosque, alterando así la dinámica del bosque y comprometiendo la sostenibilidad a mediano y largo plazo. Posiblemente, sea recomendable intervenciones puntuales fuertes sobre individuos candidatos de las especies más valiosas más que una intervención generalizada a nivel de rodal. En cambio, en el caso de bosques secundarios en estadíos iniciales de la sucesión (capueras), la aplicación generalizada del tratamiento permitiría la generación de rodales con una mayor presencia u ocupación de árboles aprovechables. Una experiencia que se está llevando a cabo aplicando tratamiento de liberación en capueras en plantaciones de *Pinus* spp. abandonadas, muestran que las mismas presentan tasas de crecimiento muy elevadas y altos grados de ocupación del sitio. Estos bosques secundarios responden de manera rápida a la liberación a nivel de árbol individual como a nivel de rodal con incrementos de 2.3 m^2 ha^{-1} $año^{-1}$ con una intensidad del tratamiento del 34% del área basal. Los primeros resultados nos permiten recomendar la realización de los primeros tratamientos luego de que las especies pioneras como *Solanum granulosum leprosum* y *Trema micrantha* declinan de manera natural. De esta manera es posible manejar la composición y calidad del rodal desde las etapas iniciales de la sucesión secundaria.

Existen diferentes maneras de realizar la liberación y todas ellas buscan eliminar el/los individuos competidores de manera tal que se produzca una muerte gradual y en pie. El objetivo

es permitir que los individuos liberados puedan adaptarse gradualmente a la nueva situación y que el individuo competidor se desmorone gradualmente para evitar daño sobre el resto de los individuos. Se han evaluado diferentes tipos de técnicas para provocar la desvitalización de individuos arbóreos en los trópicos. En líneas generales, es posible mencionar al anillado con motosierra, descortezado y al perforado. Si bien las técnicas más apropiadas dependen de cada región y de las especies a tratar, la bibliografía señala al anillado con motosierra combinado con descortezado como la más efectiva (figura 6.24). La forma recomendada es la realización de dos anillos con la motosierra separados unos 30 cm y el descortezado mediante la utilización de machete o hachuela. El descortezado debe realizarse de manera tal de extraer todo el cambium y, de ser posible, algunos centímetros más de profundidad para evitar que quede cualquier vestigio del mismo. En caso de no eliminar completamente el cambium, muchas especies regeneran rápidamente la zona y vuelven a conectar en área descortezada evitando la desvitalización deseada.

Algunos autores recomiendan la realización de perforaciones junto con el descortezado para asegurar el proceso. Estas perforaciones se realizan con la punta de la espada de la motosierra y deben llegar hasta el duramen. Los tiempos de desvitalización y/o muerte de los árboles tratados es variable y depende de las especies, la densidad de su madera y el tamaño del individuo. En líneas generales las especies de madera dura presentan menores tasas y tiempos más largos de mortalidad. Las especies con maderas blandas presentan mayores tasas y tiempos más cortos de mortalidad. De esta manera los tiempos pueden ser de 6-12 meses para maderas blandas y de hasta 3 años en el caso de maderas duras. En el caso del tamaño es posible mencionar que árboles pequeños presentarán mayores tasas y tiempos más cortos de mortalidad.

Es importante tener en cuenta que son reglas generales y que la experimentación brindará la metodología y tiempos necesarios para lograr la desvitalización y mortalidad de los individuos tratados. A modo orientativo se puede mencionar el efecto del anillado doble y descortezado en algunas especies de la región a partir de pruebas exploratorias realizadas. Especies como *Solanum granulosum-leprosum*, *Cecropia pachystachya*, *Jacaranda micrantha*, *Fagara* spp., *Nectandra angustifolia, Cedrela fissilis*, *Cabralea canjerana*, *Ilex brevicuspis* y *Pisonia zapallo* presentan una alta tasa de mortalidad. En cambio, *Nectandra lanceolata*, *Diatenopteryx sorbifolia*, *Chrysophyllum gonocarpum*, *Chrysophyllum marginatum* y *Prunus brasiliensis* presentan tasas intermedias de mortalidad. Algunas especies presentan dificultades y resultan difíciles de desvitalizar como el caso de *Alchornea* spp., *Ficus luschnatiana* y *Hovenia dulcis*. Al igual que para otras especies que presentan costillas o deformaciones del tronco como *Holocalyx balansae*, las cuales dificultan la realización de un anillado completo, resulta necesario hacer perforaciones junto con el anillado y descortezado para generar mejores respuestas en los individuos tratados.



Figura 6.24. Liberación de árbol candidato mediante técnica de doble anillado con motosierra y descortezado. a) Operario realizando doble anillado con motosierra. b) Operario realizando descortezado mediante machete. c) Vista de individuos anillados. Entre ellos se ubica el árbol candidato seleccionado para futura cosecha (Foto: Martín Pinazo).

6.10.4. Manejo silvícola en sistemas rurales

De acuerdo a datos provistos por la Dirección General de Economía Agraria (2014), en Misiones el 63% de las unidades productivas se da en superficies de 0 a 25 ha, ocupando el 25% de la superficie productiva. Si consideramos superficies algo mayores, de hasta 50 ha, se hallan en ese rango el 86% de las unidades productivas y el 48% de la superficie productiva actual. Esto demanda un abordaje urgente, ya que son estos productores quienes tienen mayor dificultad de acceso y adopción de tecnologías.

Existen manejos silvícolas que, tomando en cuenta el grado de simplificación que generan en el sistema, así como la intensificación productiva que conllevan –como contracara de una diversificación y complementariedad productiva- pueden agruparse en dos grandes categorías. Por un lado, una cuyo desarrollo fomenta una relativa conservación de la estructura del bosque y promueve el aumento de la diversidad local y a la que podemos llamar manejo silvícola diversificador. Por otro, una que genera un proceso prácticamente opuesto y que denominaremos manejo silvícola dominador (figura 6.25).

El manejo "dominador" se caracteriza por presentar intervenciones en el ecosistema principalmente con el objeto de generar espacios habitables (para construir la morada y los espacios peridomésticos), establecer los cultivos para el bienestar y sustento básico (huertos, jardines, rozados para cultivos anuales, potreros para ganadería), desarrollar actividades que generan renta más allá del autoconsumo (explotación maderera, plantaciones forestales, yerbales, cultivos intensivos de tabaco, stevia, ganadería intensiva, etc.). Este manejo generalmente simplifica la estructura del sistema natural y empobrece la diversidad biológica local.

Por otra parte, el manejo "diversificador" cuenta con espacios compartidos con el anterior (aquellos necesarios para el establecimiento básico de una unidad doméstica) y generalmente a ojos de un lego puede ser interpretado como un sistema desorganizado y poco eficiente. Estos sistemas se caracterizan por repartir la producción y la renta en muchos subsistemas y por el desarrollo de producciones cuyo éxito está supeditado al mantenimiento –o promoción- de la estructura y diversidad del bosque local (figura 6.26). Por ejemplo, el aprovechamiento de frutos de los palmitales silvestres requiere la conservación del dosel superior del bosque (de modo de garantizar para el mantenimiento natural de dicha población). El ambiente en el que prospera el palmital ofrece un escenario favorable para la producción de mieles bajo monte, y la presencia de flores procedentes de especies silvestres promueve la producción de mieles con características propias de la región.

En este contexto de manejo, el modo en que se generan las intervenciones en el ambiente, los recursos que se emplean -y cómo se usan- está asociado a diferentes factores idiosincráticos y culturales; es decir, frente a escenarios iniciales similares las decisiones de qué dejar y qué implantar o cultivar pueden ser diferentes, tanto entre familias de una misma cultura como entre grupos culturales (Furlan *et al*., 2017; Kujawska *et al*., 2017). Furlan *et al.* (2015) encontraron que "campesinos" y "agricultores urbanos" desplegaban estrategias generalistas (es decir tenían una producción heterogénea tradicional destinada al autoconsumo) mientras que la mitad de los denominados "colonos" involucrados en su estudio usaban una estrategia especialista (destinaban más del 70% de su sistema a cultivos industriales que tienden a la homogenización ambiental). En dicho estudio se trabajó con 10 familias por paisaje productivo y grupo cultural. Se generó un índice de importancia del espacio productivo para los ingresos monetarios de cada familia (IEPIF), el que se estima teniendo en cuenta el protagonismo de cada espacio en la economía familiar y su superficie asociada. Los resultados sugieren que el modo de apropiación y manejo de las unidades productivas familiares está asociado a la percepción y las expectativas productivas de distintos perfiles de agricultores familiares. Estas características deben tenerse en cuenta al diseñar esquemas de compensación para sistemas agroforestales familiares que promuevan la heterogeneidad espacial en su producción.

Al caracterizar los diferentes manejos que las especies pueden recibir se han definido cuatro formas: 1) tolerancia –al desmontar se dejan en pie individuos de especies consideradas de alguna manera importantes–, 2) promoción o fomento –manejos dirigidos a aumentar la densidad de poblaciones de valor local–, 3) protección *in situ* –diversos manejos como control de herbívoros, podas, raleos–, 4) siembra y trasplante *ex situ* –traslado y manejo de propágulos o individuos desde la población natural a ambientes controlados por el hombre–. Estos manejos, responsables de gran parte de la domesticación *in situ* de especies leñosas, pasan generalmente desapercibidos y/o han sido insuficientemente estudiados (Casas *et al*., 1996; 2014; 2016).

Los grupos guaraníes, pobladores más antiguos de la provincia, se caracterizan por ser horticultores, cazadores y recolectores (Martínez Crovetto, 1968a). En sus prácticas hortícolas de roza tumba y quema generalmente manejan varias parcelas en simultáneo con ciclos de uso, abandono y reuso, y en esos espacios no solo se observan especies cultivadas *sensu stricto* sino también manejos como tolerancia y promoción (Pochettino, 2007). Al analizar las prácticas de recolección mantenidas al presente por este pueblo se revela un profundo conocimiento del funcionamiento del bosque; en estudios recientes se detallan muchas de estas prácticas (Keller 2008a; 2008b; 2017). A modo de ejemplo se puede mencionar el manejo realizado con la palmera pindó (*Syagrus romanzoffiana*), especie de la que se extraen diferentes recursos con fines alimenticios (cogollo, frutos y semillas), para la construcción (estípite y hojas), con fines medicinales y para promover el desarrollo de larvas comestibles (Ambrosetti, 1894; Martínez Crovetto, 1968b; Keller, 2008a; Araujo *et al*., 2018). En esta última actividad los pobladores reconocen diferentes estadios de desarrollo de la palmera y según el tipo de larvas que desean "criar" deciden cuáles cortar y cómo manejar la planta derribada en pos de lograr la producción de dichas larvas (Araujo *et al*., 2017).

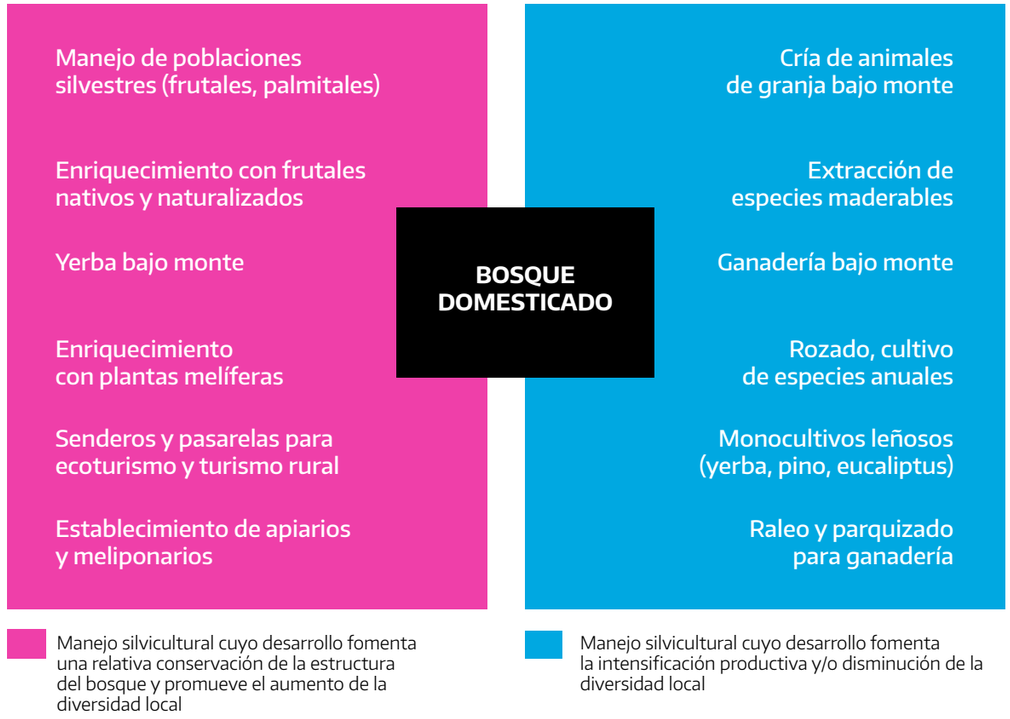


Figura 6.25. Distintas estrategias de manejo del bosque domesticado.

En el mismo sentido entre pobladores criollos y colonos se describen prácticas de manejo que promueven la diversificación productiva y la conservación de la diversidad en los remanentes de bosque (Furlan *et al.*, 2015; 2017; Furlan, 2017). En líneas generales, el manejo "diversificador" y el mantenimiento de vida rural están asociados. Asimismo, existen diferencias en la gestión predial a nivel familiar según la matriz del paisaje en la que están insertos y las características culturales del grupo (cuadro 7).

Las prácticas de manejo observadas en la región pueden ser sintetizadas en aquellas cuyas acciones se realizan sobre las plantas propiamente dichas y las que operan a nivel de microambientes o grupos de microambientes. En este contexto se observan en numerosas ocasiones paisajes con una estructura y composición similar que provienen de caminos opuestos, desde un bosque domesticado que fue raleado y enriquecido con especies cultivadas, hasta una capuera o un terreno dedicado al monocultivo que fue enriqueciéndose por reinserción de especies locales y por tolerancia de otras. En este proceso, indistintamente desde dónde se inicia y hacia dónde confluye, es posible observar distintos grados de manejo silvicultural (Stampella, 2018) (figura 6.27).



Figura 6.26. Productora rural con manejo diversificado a en península Andresito, Misiones. Multiplicidad de espacios productivos: rozado con cultivos anuales -con variedades de mandioca y maíz- y perenne -ananá-, integrado por un fondo de monte nativo donde hubo aprovechamiento de especies maderables y de sus palmitales (Foto: Daily García).

6.10.5 Restauración de bosques

La conversión de los bosques tropicales a actividad agrícola sin un manejo adecuado del suelo, principalmente en lo relacionado con su conservación, reposición de nutrientes, rotación de cultivos, descansos, diversificación productiva, entre otros, da lugar a un rápido agotamiento de su capacidad productiva. Al igual que en bosques tropicales donde los suelos más comunes son también oxisoles y ultisoles, los suelos de Misiones son pobres en nutrientes (Uehara y Gillman, 1981). La mayoría de los nutrientes en estos ecosistemas se encuentran en la biomasa, y la fertilidad del suelo se restaura en gran medida a través de la descomposición del material vegetal. La combinación de suelo desprotegido (desprovisto de vegetación) con grandes volúmenes de precipitación, permite que las partículas del mismo sean arrastradas a ríos, arroyos y reservorios, desencadenando erosión y la acumulación de sedimentos en cursos de agua. Misiones posee un 63% de su superficie con alto riesgo de erosión, 33% con riesgo moderado y 4% con bajo riesgo, por lo cual mantener la cobertura vegetal es prioritario. Se ha calculado que los suelos descubiertos y con pendientes de entre 4 y 13% podrían perder entre 89 y 589 tn ha^{-1} $año^{-1}$ (Fernández *et al.*, 2015).

Las áreas a recuperar pueden ser productivas o de conservación. En las áreas productivas de bosque nativo, se pueden considerar como alternativas de restauración el enriquecimiento, la limpieza del sotobosque y el corte de lianas tal como se describió en las secciones 6.2 y 6.3, o pueden desarrollarse sistemas agroforestales con una alta cobertura de árboles, por ejemplo, plantando yerba mate. Esta especie además funciona atrayendo aves que dispersan otras especies de plantas hacia el área a restaurar, y bien manejada puede proveer un recurso económico a productores locales, lo cual incrementa la factibilidad de que la restauración se lleve a cabo y las áreas restauradas se preserven a largo plazo (Holz y Placci, 2005). Incluso es posible combinar estos sistemas con el aprovechamiento responsable de productos no maderables, como ser extractivos para la industria farmacológica y cosmética (*Picrasma crenata*, *Bauhinia forticata* y otras) o plantas ornamentales que pueden ser cultivadas bajo dosel como palmitos y orquídeas.

Hasta hace pocos años, las tierras dedicadas a la ganadería y a la agricultura llegaban hasta orillas de los arroyos, por lo cual actualmente la recuperación de los bosques protectores de cuencas se ha convertido en una de las preocupaciones y necesidades de empresas forestales y productores en general. Estos bosques protectores de cursos de agua, al igual que las fajas de bosque situadas en sitios de alta pendiente, son en el presente consideradas áreas de preservación permanente en la provincia de Misiones. Muchas de estas áreas han sido desmontadas y son actualmente sitios prioritarios a restaurar con fines de conservación y de mantenimiento de servicios ecosistémicos como la provisión de agua. Como ejemplos en Misiones pueden citarse la recuperación de bordes de arroyos en el departamento Andresito en el norte de la provincia (cuadro 8) y las cuencas de los arroyos Pomar y Tabay en las localidades de Eldorado y Jardín América respectivamente (cuadro 9). En otros casos, es necesario restaurar áreas que funcionan como corredores biológicos entre áreas protegidas (Martínez Pardo *et al.*, 2017). Cuando las áreas que se quieren recuperar no serán usadas con fines productivos es necesario especialmente tener en cuenta no solo la recuperación de la cobertura vegetal, sino atender aspectos como la recuperación

de la biodiversidad y funciones ecosistémicas previas al disturbio. Para ello se han desarrollado técnicas que contribuyen a acelerar dicha recuperación y que acompañan los enriquecimientos que se realizan con el objetivo de recuperar el dosel arbóreo.

Generalmente las intervenciones se realizan para acelerar procesos de colonización y recuperación de ecosistemas degradados; sin embargo, por razones económicas y prácticas, muchas veces se puede optar por clausurar o abandonar las actividades realizadas en un lugar para que este se recupere de forma pasiva. Con ello se pretende que el ecosistema se recupere a partir del ingreso de propágulos de áreas vecinas de vegetación remanente (Durigan *et al*., 1997; 1998; 2011). El éxito y la velocidad de recuperación dependerá del estado de conservación y distancia de los ecosistemas naturales más cercanos (Souza, 2010), y de que no existan barreras para la recuperación, como podrían ser especies que inhiben la regeneración natural de árboles, tales como los pastos en campos que fueron sometidos a ganadería, o condiciones físicoquímicas del suelo adversas como una compactación extrema, o pérdida de materia orgánica y nutrientes. A veces los sitios a recuperar deben cercarse, a fin de reducir el ingreso de ganado que puede dañar la regeneración natural y producir más daño en el suelo. Sin embargo, si el sitio está próximo a un área de conservación, el cercado puede inhibir el ingreso de animales dispersores de semillas. Antes de iniciar cualquier proceso de recuperación de áreas, es necesario evaluar las causas de la degradación, e identificar los factores que actúan como barreras y facilitadores de la regeneración (Holz y Placci, 2005). Por ejemplo, en yerbales abandonados los pastos pueden inhibir la regeneración de árboles, mientras que las plantas de yerba funcionan como facilitadoras de la regeneración natural (Holz *et al.,* 2009).

Las técnicas de recuperación activa o asistida pueden implementarse a través de distintos métodos: siembra directa de semillas, implantación de ejemplares, una combinación de ambas prácticas o a través de técnicas de nucleación. Las más empleadas en experiencias llevadas a cabo en la provincia de Misiones y en zonas de características similares en Brasil son el enriquecimiento del bosque nativo (tratado en la sección 6.3), la plantación mixta teniendo en cuenta los requerimientos ecofisiológicos de las especies (según su grado de tolerancia a la sombra), y las técnicas de nucleamiento.

En principio, todas las especies de ocurrencia natural en las áreas a restaurar son potencialmente utilizables. En algunas ocasiones en que la superficie a restaurar son plantaciones de especies exóticas como pinos, los mismos árboles pueden facilitar el proceso de recuperación sin necesidad de eliminarlos inicialmente. Algunas especies exóticas, en cambio, son invasoras y deben tratar de eliminarse. Tal es el caso de *Melia azedarch* (paraíso), citada por Dimitri (1974) como asilvestrada en Misiones, y otras especies como *Hovenia dulcis*, la cual tiende a formar bosques monoespecíficos. Las especies invasoras constituyen uno de los principales problemas en la conservación de recursos de bosque nativo en el mundo en lo referente a biodiversidad y servicios ecosistémicos (MEA, 2005).

La inducción de la dinámica de sucesión secundaria mediante plantación presenta resultados favorables en cuanto a la recuperación de la estructura de la masa forestal (Kageyama *et al*., 1990; Souza, 2000; Nappo *et al*., 2006). Para evaluar el potencial de recuperación de la cobertura vegetal y acelerar el proceso de sucesión secundaria en el área a ser repoblada, se deben tener en cuenta la disponibilidad local de semillas (banco de semillas) y regional (fuente de semillas), así como la viverización y la plantación de especies con diferentes requerimientos de luz o tolerancia a la sombra. Si los campos que se quieren recuperar tienen una baja cobertura de pastos y se encuentran relativamente cerca de remanentes que funcionen como fuentes de propágulos, el bosque podría empezar a regenerarse en una década aproximadamente (Holz *et al*., 2009).



Figura 6.27. Distintos caminos, resultados similares. El grosor de la flecha simboliza la diversidad presente en el sistema.

La gran demanda de plantación de especies nativas se enfrenta a una serie de dificultades operacionales, desde la producción a escala comercial de las semillas, hasta la promoción del crecimiento y desarrollo conjunto de muchas especies asociadas. Para encarar propuestas de solución a estos problemas hay que recurrir a los conocimientos sobre la biología reproductiva, requerimientos de las especies, estructura y funcionamiento del bosque y la estructura genética de las especies forestales de los bosques remanentes. Sobre la mayoría de las especies nativas la información existente es todavía escasa.

Si bien es posible optar por la plantación de renovales de árboles al azar, también se han ensayado alternativas según sus requerimientos ecofisiológicos. Por ejemplo, plantando 1) cuatro especies pioneras alrededor de una especie más tolerante a la sombra, 2) especies pioneras y tolerantes ordenadas en filas, o 3) bloques mixtos en forma de anillos concéntricos también llamados islas de biodiversidad (Macedo *et al*., 1993; Kageyama, 2003). En este último caso es posible reducir los espaciamientos a 1 x 1 m o 1,5 x 1,5 m a fin de facilitarle cobertura a las especies menos adaptadas a desarrollar en cielo abierto. En arreglos en línea, los espaciamientos más comunes son 2 x 3 m, 2 x 2 m y 1,5 x 1,5 m

teniendo en cuenta la posibilidad de realizar un raleo si es necesario. La alta densidad inicial es a solo efecto de que se pueda lograr cobertura vegetal en el menor lapso de tiempo, actuando las especies pioneras como facilitadoras al generar condiciones microclimáticas adecuadas para especies tolerantes a la sombra.

Las técnicas de nucleación utilizadas para restaurar áreas degradadas incorporan esencialmente el concepto de facilitación en una sucesión –modelo de nucleación planteado por Yarranton y Morrison (1974)– con la idea de recomponer funciones ecológicas y la aleatoriedad y resiliencia típica de ecosistemas naturales. Mediante estas técnicas se buscan diversos elementos tales como suelo, semillas, pequeños artrópodos, microorganismos, hongos y bacterias en fragmentos de bosques cercanos al área a restaurar y se los traslada hacia el área de interés (Reis *et a*l., 2010), que en este caso sería el interior de una plantación. Esta combinación de elementos facilita la creación de nuevas condiciones en las áreas degradadas al iniciar pequeños núcleos de diversidad (Franks 2003). De todas maneras puede ser necesario remover barreras a la regeneración natural para acelerar la recuperación de la vegetación (Bueno y Baruch, 2011). A continuación se describen algunas técnicas consideradas de nucleación (Bechara 2006; Pereira Alvarenga *et al*., 2006).

Formación de cobertura del suelo a través de siembra directa de especies herbáceo-arbustivas. Especies herbáceas, arbóles y bromelias son apropiadas por su interacción con la fauna. Debería considerarse la incorporación de lianas, arbustos y árboles de pequeño porte con diferentes épocas de fructificación, a fin de brindar alimento a la fauna durante la mayor parte del año. En este sentido, en Misiones pueden ser de importancia *Arecastrum romanzofianum*, *Schinus* spp., *Inga* spp., y *Euterpe edulis,* y *Eugenia* spp., además de especies pioneras como *Cecropia pachystachya* (ambay), *Solanum granulosum-leprosum* (fumo bravo) y *Trema micrantha* (palo pólvora) que son las primeras en desarrollarse en grandes superficies de suelo descubierto. Estas últimas son catalizadores inmediatos porque atraen aves y murciélagos (especialmente las dos primeras) y tienen fructificación casi continua. Estas especies favorecen la visita de murciélagos, aves, pequeños roedores, venados, entre otros, actuando como potenciales dispersores de semillas provenientes de zonas cercanas. Especies como *Piper* spp., *Myrsine* spp. y *Psidium* spp. interactúan con insectos que depositan sus huevos en sus troncos. *Solanum granulosum leprosum* constituye otro ejemplo de planta que puede facilitar la restauración: Reis *et al*. (2006) observaron en Brasil que poblaciones de esta planta interactuaron con 34 especies de insectos y una de ácaro. Es además una especie de importancia para la apicultura. Las bromelias también son plantas facilitadoras, al almacenar agua en su interior atraen insectos que depositan allí sus larvas proporcionando alimento para reptiles, anfibios y aves (Araujo Abreu, 2007).

Instalación de percheros artificiales, o empleo de árboles existentes vivos o muertos. Las perchas son buscadas por aves y murciélagos para descanso, protección y alimentación. Incrementan así la llegada de semillas acelerando la regeneración natural (Araujo Abreu, 2007). Los arbustos y árboles espaciados existentes en la zona a recuperar cumplen la misma función. Las perchas pueden ser vivas o muertas, siempre que sean atractivas para la fauna local. En algunos casos pueden imitar árboles vivos. Para ello se plantan junto a la estructura artificial, lianas y enredaderas con frutos atractivos para la fauna. Pueden colaborar la incorporación de bromelias en la base, y la presencia de epífitas de especies varias. Estas torres que pueden ser construidas con materiales del lugar (bambúes o ramas) actúan además como refugio para murciélagos (Reis *et al*., 2003). Según éste último autor, las perchas muertas imitan gajos o ramas de árboles muertos donde estos animales suelen descansar. Pueden ser perfeccionadas con restos de madera o bambú y deben presentar ramas altas donde las aves puedan posarse. Se pueden colocar cables aéreos entre dos perchas imitando tendidos eléctricos en los que habitualmente se posan las aves. Se aumenta así el área de dispersión de las semillas en la zona a recuperar.

Formación de abrigos artificiales mediante el apilado de ramas y otros residuos vegetales. Consiste en la formación de pilas de residuos como ramas y tocones. Estas pueden proveer materia orgánica a pequeñas porciones de suelo y servir de abrigo a pequeños roedores y reptiles. Las pilas pueden además ser aprovechadas por las aves para cazar larvas de insectos, termitas y pequeños vertebrados o simplemente descansar, y, de esta forma, actúan también como pequeñas perchas que favorecen la llegada de semillas (Reis *et al*., 2003; Araujo Abreu, 2007).

Transposición de propágulos provenientes de lluvias de semillas de la cercanía. Se emplean estructuras simples de madera y media sombra u otra tela en las cuales se cosechan semillas. El colector deberá ser instalado próximo a árboles de fragmentos de bosque remanente en cercanías del área a recuperar. Las semillas recolectadas pueden emplearse en siembra directa o ser llevadas a vivero para posterior implantación de las plántulas obtenidas. Se sugiere que las semillas sean cosechadas de al menos doce individuos separados entre sí por al menos 30 m para evitar parentesco (Vencovsky, 1987; Reis *et al*., 2004).

Transposición de suelo y banco de semillas provenientes de áreas vecinas. De alguna zona adyacente al lugar a recuperar, se recolectan porciones de suelo hasta una profundidad de 5 cm (suelo y hojarasca). El banco de semillas del suelo es uno de los factores más importantes para la regeneración natural y la recolonización de áreas degradadas, dando inicio a la sucesión (Reis *et al*. 2003). Dependiendo del grado de disturbio del área de trabajo, la transposición de la capa superficial de suelo enriquece el área a ser recuperada con meso y microfauna, larvas de insectos, microorganismos y semillas. Es una manera rápida de recuperar funciones del suelo en áreas que fueron sometidas a prácticas inadecuadas.

Plantación de mudas de especies arbóreas en grupos espaciados. Consiste en formar núcleos densos compuestos por varias plántulas de especies arbóreas facilitadoras y/o nucleadoras, con un esparcimiento dentro del núcleo entre 50 a 90 cm. El grupo puede ser homogéneo o heterogéneo (distintas especies). Se debe buscar que los núcleos maximicen la diversidad genética a fin de conformar una población viable (Anderson, 1953; Bechara *et al*., 2005).

Implantación de núcleos en sistemas agroforestales. Consiste en la implantación de especies nativas facilitadoras y otras de valor agrícola. Considerando una densa matriz productiva estos núcleos aumentan la permeabilidad a los flujos biológicos entre remanentes de bosque. La idea es establecer mínimas áreas naturales a modo de bosquetes, por ejemplo, en sistemas agrícolas, silvopastoriles o plantaciones, incorporar núcleos de unos diez a quince renovales por hectárea de árboles nativos con función facilitadora. Significa una pequeña pérdida de área productiva con una gran implicancia ecológica.

Cuando se realiza un enriquecimiento con fines de restauración, es fundamental tener en cuenta los cambios en cuanto a diversidad genética

que el enriquecimiento puede generar. La incorporación de ejemplares mediante implantación puede traer aparejado un cambio en la constitución genética original, que puede o no ser positivo (*Thomas et al*., 2014). Una alta diversidad genética promueve el potencial evolutivo y la plasticidad fenotípica, ambas características de valor al pensar en la capacidad de las plantas para responder a nuevos escenarios en el contexto de cambio climático (Namkoong, 2003). Otro aspecto a contemplar en la introducción de ejemplares es su procedencia. La translocación de material genético puede causar hibridaciones interpoblacionales y/o interespecíficas que produzcan o bien consecuencias negativas como mala adaptación o depresión por exogamia, o bien efectos positivos como aumento de diversidad genética y vigor híbrido (Leimu y Fischer, 2010; Gallo, 2014). El flujo génico entre el área a restaurar y las áreas circundantes puede favorecer la adaptación a los efectos del cambio climático. Por otro lado, la translocación puede ser desventajosa, pudiendo llevar a una falta de adaptabilidad de la población restaurada (Kageyama *et al*., 1989; Gallo y Marchelli, 2014).

6.11 Conclusiones

La Selva Misionera, una de las ecorregiones más amenazadas a nivel mundial, forma parte del Bosque Atlántico, una de las ecorregiones más amenazadas a nivel mundial, del cual se ha perdido prácticamente el 90% de su superficie. A fines de la década de los 90 Misiones conservaba los remanentes de bosques continuos más grandes; sin embargo, la superficie se redujo sustancialmente y la fragmentación se ha incrementado enormemente debido a la intensa deforestación en la provincia, que durante varios años y con anterioridad a la sanción de la Ley n° 26331 fue una de las más altas a nivel mundial. En el año 2010 en Misiones se sancionó la Ley de Ordenamiento Territorial de Bosque Nativo (XVI n° 105) restringiendo las áreas autorizadas a realizar conversiones. Sin embargo, la superficie de bosque remanente junto al estado de conservación de algunos de sus fragmentos, hacen que esta medida no sea suficiente para garantizar la conservación en el largo plazo.

La diversificación productiva puede ofrecer una alternativa de ingresos económicos a lo largo de los años mediante la incorporación de apicultura, cultivo de plantas nativas ornamentales, agroturismo, entre otros. Encontrar una relación costo/beneficio positiva es indispensable para conservar los bosques nativos remanentes al disminuir los motivos frecuentemente enunciados para justificar su conversión para otros usos productivos. El financiamiento previsto para la Ley n° 26.331, de ser ejecutado, podría ayudar a disminuir los costos necesarios para desarrollar actividades ecológicamente más sustentables. Es preciso señalar que actividades como la plantación de especies exóticas han sido históricamente fomentadas ya sea a través de exenciones impositivas o subsidios directos (ley nacional n° 25080), lo cual no solo ha representado y representa una desventaja a la hora de alcanzar la sostenibilidad en el uso del bosque nativo, sino que ha contribuido a su deforestación.

Una de las limitaciones para lograr un aprovechamiento maderero sostenible es la falta de financiamiento para desarrollar estudios y monitoreos a largo plazo de los bosques nativos; que debe ir de la mano de una revisión de la normativa vigente. La falta de incentivos y apoyo económico redunda en una falta de información respecto del crecimiento, regeneración, tasas de mortalidad de las especies con y sin manejo, lo cual constituye un insumo básico para la formulación de sistemas silvícolas apropiados. La normativa permite la aplicación de crecimientos promedios o de referencia lo que dificulta el cálculo de la posibilidad o tasa de corta que asegure la sostenibilidad del aprovechamiento maderero. Tampoco contempla la obligatoriedad de realizar extracciones de mínimo impacto, práctica probadamente beneficiosa, aunque insuficiente para un uso sostenible del bosque. Los estudios y monitoreos de largo plazo en parcelas permanentes son indispensables en la formulación de técnicas silvícolas y la posibilidad de realizar cambios adaptativos en el manejo.

Si bien existieron experiencias de enriquecimiento anteriores a 1960, recién a partir de esa década los ensayos de enriquecimientos fueron sometidos a una mayor rigurosidad en cuanto a diseños y objetivos, aunque no de manera sistemática. En la mayoría de los casos, por razones de índole económica, el seguimiento de las distintas experiencias de enriquecimiento fue interrumpido y no se cuenta con ensayos de largo plazo. Debido a ello, no es posible recomendar inequívocamente un manejo silvícola particular para las especies nativas, ni siquiera las de mayor valor comercial, a diferencia de lo que ha ocurrido con especies exóticas para las cuales hay gran cantidad de información y desarrollo tecnológico. Las únicas excepciones son *Araucaria angustifolia* e *Ilex paraguariensis* y, aun así, el conocimiento desarrollado en Argentina para el cultivo de estas especies, incluyendo los planes de mejoramiento genético, no es comparable al de otras especies implantadas.

Las plantaciones de pino y araucaria pueden brindar condiciones adecuadas para el establecimiento, supervivencia y crecimiento de un número apreciable de especies arbóreas nativas, incrementando su valor ecológico y económico. El desarrollo de una silvicultura adecuada permitiría convertirlas en rodales mixtos a partir de esos procesos de regeneración natural. El manejo apropiado de la competencia haría posible un importante incremento del rendimiento económico a partir de especies nativas de valor maderero. Resulta importante fomentar la generación de conocimiento de la autoecología de las especies para identificar rasgos complementarios y de este modo asegurar bosques mixtos estables y productivos.

La restauración de ecosistemas forestales degradados debe ir acompañada de estrategias de diversificación productiva que permitan su perdurabilidad. Surge así la imperiosa necesidad de acompañar el fortalecimiento económico del país y la región sobre la base de un desarrollo sostenible. No alcanza con prosperidad económica sin considerar calidad de vida de los ciudadanos y el ambiente en el presente y en el futuro. En este escenario, gobiernos, comercio, agricultura, forestación, agroindustria y servicios vinculados o no a dichas actividades son corresponsables de un resultado común. Es una demanda prioritaria de la sociedad en consonancia con entidades gubernamentales del área, establecer políticas relacionadas a los recursos naturales como ser los recursos hídricos, forestales y agrícolas y a la vez mantener nuestro patrimonio natural. Para ello es necesario orientar y promover programas de protección y de recuperación ambiental.

En áreas que ya fueron transformadas es indispensable pensar en realizar manejos forestales permeables y compatibles con el desarrollo de especies nativas que contribuyan a la conservación de la biodiversidad, así como restaurar áreas de bosque que nunca debieron ser deforestadas, ya sea porque conectan importantes fragmentos de bosque o porque son áreas sensibles como

bordes de arroyos y humedales. En estos casos se recomienda el uso de técnicas de nucleación, que generen microhábitats y restituyan nichos y funciones en los núcleos irradiando a su vez diversidad hacia el paisaje circundante. Al asociarse a la matriz productiva, estas áreas de nucleamiento actuarían como un hábitat secundario para las especies, reduciendo la distancia efectiva entre parches de bosque y facilitando la conectividad del paisaje.

Es necesario mejorar el estado de conservación y el manejo de las poblaciones de animales, en particular aves y mamíferos. Un enfoque ecosistémico y de paisaje contemplaría no solamente a los árboles sino a los animales como parte integral de los bosques. Un punto de partida esencial para ello son los estudios poblacionales y el monitoreo de las especies más afectadas. El manejo forestal debería incorporar no solo el manejo de rodales sino también una planificación espacial a nivel de paisaje. Mediante dicha planificación se podría minimizar la fragmentación y degradación del paisaje forestal protegiendo a algunas especies que tienen grandes requerimientos de espacio y que prestan servicios ecológicos clave. Para mantener los servicios de la fauna silvestre también es esencial contar con mecanismos para asegurar la presencia en el paisaje de elementos críticos de hábitat, como árboles grandes y especies frutales nativas. Es importante implementar planes de monitoreo y manejo de fauna, y en casos extremos, podría considerarse la reintroducción de especies de animales localmente extintas.

Es indispensable contemplar alternativas silvícolas para pequeños y medianos productores, ya sean yerbateros, tealeros, citricultores, apicultores, entre otros actores del sistema productivo regional. Alternativas de sistemas productivos con yerba mate combinados con especies forestales requieren mayores estudios en lo relativo al diseño, su efecto sobre la productividad, biodiversidad y funciones ecosistémicas, y aspectos sanitarios de los yerbales, ya que puede ser una de las más eficientes formas para restaurar la cobertura forestal. Los sistemas agroforestales, así como el uso de recursos no convencionales, podrían colaborar en sustentar la actividad maderera en el bosque nativo, y así fomentar su conservación mediante el uso y la provisión de servicios ecosistémicos aún en las superficies no destinadas a actividades extractivas.

CUADRO 1

Bambúes leñosos de la Selva Misionera

Lía Montti
Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras (IIMyC), Universidad Nacional de Mar del Plata, CONICET, Mar del Plata, Argentina. Instituto de Geología de Costas y del Cuaternario (IGCyC), FCEyN, Universidad Nacional de Mardel Plata, CONICET, Mar del Plata, Argentina

Para mejorar nuestra comprensión de la dinámica de los bosques y el papel que desempeñan en el clima global, es necesario abarcar la mayor parte de su complejidad la cual incluye diferencias en las formas de vida, historias naturales e interacciones. Tradicionalmente, el enfoque del monitoreo forestal se ha puesto en los árboles. Sin embargo, en las últimas décadas, la investigación sobre palmeras, lianas y sotobosques ha revelado la importancia de las formas de vida no arbóreas en la dinámica forestal (Campanello *et al*., 2009, Schnitzer y Carson, 2010). Dentro de este grupo de especies existe un grupo particularmente bien definido, abundante y ecológicamente importante: los bambúes leñosos. Estas plantas extremadamente diversas y económicamente importantes crecen en regiones tropicales y templadas de Asia, América, África y Oceanía. Se conocen como las gramíneas más grandes del mundo, pero se distinguen del resto de ellas por tener un hábito perenne, con sistema de raíces (rizomas) bien desarrollados y con tallos (culmos) casi siempre lignificados y fuertes. Es característico además su peculiar comportamiento de reproducción sexual, ya que luego de crecer vegetativamente por varios años, florecen y mueren de forma gregaria (Judzewicz *et al*., 1999). Si bien muchas de estas especies son nativas de los ecosistemas donde habitan, debido a las modificaciones del ambiente, a veces por causas naturales, pero en su mayoría por las actividades antrópicas, pueden presentar un comportamiento invasor y competir con otras especies y dominar extensas áreas.

Estas plantas en varios países como China, Ecuador o Colombia constituyen un importante recurso forestal para la fabricación de artesanías, muebles, material de construcción, producción textil y alimenticia, y están ampliamente arraigados a la cultura local. Sin embargo, en nuestro país, fuera de los pueblos originarios, han sido ignorados casi constantemente tanto en los estudios de dinámica de bosques como en el aprovechamiento forestal, bajo el supuesto de que los pastos tienen una importancia mínima para la dinámica de los bosques o porque son poco útiles como recurso forestal (Londoño, 2001). Pero comparado con un árbol, los bambúes son especies de rápido crecimiento, generalmente entre los 4 y 6 años pueden ser utilizados y, si la plantación se maneja adecuadamente, una vez establecida, puede ser productiva ilimitadamente o hasta que florecen y mueren. En el caso de *Guadua angustifolia*, un bambú muy utilizado en mueblería y construcción que crece en Colombia y Ecuador la productividad por hectárea se estima en unos de 1.200 – 1.350 culmos ha^{-1} $año^{-1}$ (Botero Cortes, 2004).

En Argentina se los llama comúnmente tacuaras, y se conocen hasta el momento 7 géneros leñosos de bambúes nativos y 4 géneros asiáticos distribuidos en los bosques templados y subtropicales (Rúgolo de Agrasar *et. al*., 2013, Rúgolo, 2016). Entre los bosques de nuestro país, la Selva Misionera cuenta con la mayor diversidad de especies, las cuales son ampliamente utilizadas por el pueblo guaraní (Keller, 2008; 2010). Si bien todas las especies de bambúes leñosos

presentes en Misiones tienen diversos usos como por ejemplo para la realización de artesanías (figura 6.28), muebles o construcción, *G. chacoensis* (tacuaruzu, tacuara guazú etc) sobresale por sus propiedades físico-químicas y por el tamaño de sus culmos como la especie con mayor potencial de "aprovechamiento forestal". Esta especie es muy afín a *G. angustifolia* y se caracteriza por presentar gruesas cañas huecas de 20 mts de alto que forman matas casi puras en las orillas de los grandes ríos que recorren el sur de Brasil, Paraguay y Misiones (figura 6.29), y que son utilizadas como alimento o refugio por muchas especies de animales nativos (figura 6.30). Por el momento no se conoce la extensión que ocupan las poblaciones naturales en la provincia y son muy pocos los emprendimientos productivos que plantan, promocionan y comercializan esta especie. Entre los múltiples usos que posee para la construcción y mueblería emerge también su potencial como reemplazo de la pulpa de madera para papel, fuente de forraje, así como su utilización como biocarbon para remediar aguas contaminadas y otros fines industriales, los cuales están comenzado a ser investigadas actualmente (Panizzo, 2012). Especies como *G. trinii*, *Merostachys clausenii* y *Chusquea ramosissima* son también muy abundantes en la provincia. Si bien su porte es menor presentan gran utilidad en el área de las artesanías, moviliario y forraje.

En resumen, si bien todas las especies de bambúes presentan diversos usos, *G. chacoensis* parece ser una alternativa real como complemento en el aprovechamiento de los bosques nativos y, al igual que de otros bambúes, de ella se puede obtener industrialmente todo tipo de madera laminada y aglomerada (columnas, vigas, viguetas, cuartones, tablas, paneles, etc.). Pero su explotación con fines productivos aplicados y la demanda del producto en Argentina está aún en vías de desarrollo, lo cual es consecuencia de la falta de conocimiento científico y técnico, pero también por la falta de implementación de políticas de gobierno que promuevan el uso sostenible y comercialización de este importante recurso nativo.



Foto 6.28. Canastos realizados con bambúes leñosos por comunidades Mbya-guaraní de Misiones (Foto: Norma Hilgert).



Foto 6.29. Ribera del río Iguazú dominada por *Guadua chacoensis* (takuaruzú). Es la segunda especie de bambú en cuanto a altura y grosor de América, sus tallos pueden alcanzar hasta 25 metros. Superíodo de floración se estima en 30 años. Su última floración masiva se registró entre los años 2004 y 2008. (Foto: Lía Montti).



Foto 6.30. Guadual dentro del Parque Nacional Iguazú (Proyecto Yaguarete).

CUADRO 2

Bosques subtropicales y fluviales de Corrientes

Juan José Neiff[1] *y Sylvina Lorena Casco*[1,2]
[1]Centro de Ecología Aplicada del Litoral (CONICET-UNNE). Ruta 5 km 2,5. (3400). Corrientes
[2]Facultad de Ciencias Exactas y Naturales y Agrimensura (FaCENA-UNNE). Avda. Libertad 5470 (3400) Corrientes

Debido a las diferencias climáticas, edáficas y al contexto biogeográfico en que se encuentra la provincia de Corrientes, existen muy diferentes tipos de bosques con transiciones que reflejan las condiciones de sitio, el régimen térmico y la disponibilidad de agua en el suelo. Si bien algunos paisajes tienen preponderante participación de plantas leñosas, no responden a las características principales de los bosques, como es la de tener, al menos, un estrato arbóreo continuo. Tal es el caso de los palmares y de algunos sectores de Espinal con formaciones de ñandubay (*Prosopis affinis*). Los bosques nativos de Corrientes ocupan aproximadamente 773.000 ha, distribuidos en diferentes entidades biogeográficas con distinto linaje y características ecológicas, entre los cuales se destacan el bosque subtropical y los bosques fluviales que describiremos a continuación.

El Bosque subtropical se distribuye en el NE de la Provincia, como una continuidad de la Selva Misionera, en pequeñas isletas, en la margen noroeste del humedal de Iberá y en el triángulo noroeste de Corrientes. La estructura de la vegetación del bosque subtropical es semejante a la descripta para las selvas de Misiones, aunque dependiendo de los sitios las copas raramente superan los 20 metros (figura 6.31). A pesar de tener estacionalidad, estos bosques son muy ricos florísticamente, aunque con menor cantidad de especies que las selvas de Misiones. La mayoría de las especies son latifoliadas perennifolias, aunque algunas son semicaducifolias, con mayor aporte de materia orgánica al suelo a fin del invierno y hasta mediado de primavera.

El bosque se distribuye en parte en forma discontinua en isletas de pocas hectáreas, raramente tienen más de 100 ha. En el borde y, también en los claros del bosque, se encuentra un estrato bajo de 0.6-0.8 m poblado por bromeliáceas (conocidas como *chaguar*). El bosque es bajo, denso, cerrado y heterogéneo. Es impenetrable debido a la presencia de uno o dos estratos arbustivos. El estrato más alto llega a 15 metros, es abierto, compuesto de ejemplares de *Enterolobium contortisiliquum* (Timbó colorado), *Handroanthus heptaphyllus* (Lapacho rosado), *Peltophorum dubium* (Ibirá pitá) y elementos chaqueños típicos (*Schinopsis balansae* –Quebracho colorado-*; Myracrodruon balansae-Urunday-).*

Los Bosques fluviales se encuentran a la vera de los ríos y arroyos -tanto sobre el Paraná, Uruguay y sus planicies de inundación- como en los ríos interiores de la Provincia. Están sobre suelos arenosos poco desarrollados, con baja capacidad de intercambio, con especies latifoliadas, perennifolias, pudiendo distinguirse al menos dos tipos estructural y funcionalmente distintos: los bosques ribereños y los bosques fluviales.







Figura 6.31. Bosque higrófilo mixto denso, con especies chaqueñas y paranaenses, en Riachuelo, Corrientes.

Los Bosques ribereños, que crecen en barrancas de un río, sobre suelos de arenas medias a finas, con bajo porcentaje de limos, no reciben los aportes de desbordes fluviales (figura 6.32). Crecen en franjas de ancho no mayor de 50 m y su composición florística tiene muchas especies compartidas con las selvas de Misiones. Tienen árboles de madera semidura como lapacho, ibirá pitá, timbó colorado, alecrín, guatambú, palma pindó, entre otras especies (figura 6.33). Las copas son globosas y se levantan 10-20 m sobre el suelo, cubriendo 60-80% del dosel, en 2-3 estratos. Hay un estrato herbáceo laxo, poco desarrollado debido al bloqueo parcial de la radiación por parte de las copas. Tienen especies perennifolias que aportan 6-10 tn/ha de materia orgánica por año. La expresión "bosques de galería" alude a una formación dominada por árboles, que se extiende a manera de franja continua o semi continua, y que se destaca de los paisajes adyacentes. Esta expresión está referida a la forma que presentan los bosques y que es perceptible tanto a campo como en fotografías aéreas e imágenes satelitales, particularmente en paisajes semiáridos donde el contraste es notable.



Figura 6.32. Bosque ribereño en el establecimiento Puerto Valle, Pomera S.A. Este bosque es un remanente de los bosques de galería del alto Paraná, caracterizado como bosque alto, cerrado, pluriespecífico, pluriestratificado. Hasta la construcción del embalse Yacyretá, estuvo exento de las inundaciones periódicas del Paraná. Actualmente, el nivel del agua se encuentra apenas un metro por debajo del nivel del suelo, lo que implica un cambio en el régimen de humedad, que puede determinar cambios en la composición biótica en los próximos años.



Figura 6.33. Las imágenes muestran varios escenarios dentro de la continuidad de la masa. Se aprecia que los árboles superan los 15 metros de alto, y que existen 3-4 estratos pluriespecíficos, con árboles sanos.

Los Bosques fluviales (o de inundación), representado por los bosques de sauce, aliso y mixto en las Islas del Paraná, reciben los flujos laterales del río y pueden tener el suelo inundado por más de un año en las crecientes extraordinarias. Tienen pocas especies, la mayoría fuertemente heliófilas, por lo que hay dominancia de una población con individuos surgidos de semillas aportadas por el río. Tienen crecimiento muy rápido y alta densidad.

Estos paisajes naturales están compuestos por árboles cuya distribución y abundancia depende, en una o en todas las fases del ciclo de vida, del escurrimiento del agua de ríos o arroyos, especialmente de períodos de suelo inundado y de suelo seco (figura 6.34). Los organismos vegetales y animales que viven en ellos constituyen ensambles característicos como consecuencia de la presión selectiva de los pulsos, y superan las sequías e inundaciones extraordinarias que se producen en series largas de tiempo.

A pesar de encontrarse en la misma latitud que los bosques subtropicales, tienen un bajo número de especies, lo que se relaciona con la variabilidad estacional, anual e interanual de los pulsos hidrosedimentológicos. Cada especie tiene una distribución característica que se relaciona con

el número de pulsos en una serie de tiempo, con la magnitud y duración de las fases de seca y de suelo inundado, y con la época en que ocurren las mismas (Neiff, 1990; 1996; Reboratti y Neiff, 1987; Casco 2003, Casco y Neiff, 2013).

Una de las características distintivas de los suelos de los bosques fluviales es la inundación periódica de suelo (saturado o cubierto por varios metros de agua) y una fase de suelo descubierto, en la que llega a registrarse deficiencia de agua. En ambas fases las condiciones son muy diferentes para la vida de los organismos (micro y mesobiota del suelo) y también para las raíces (tabla 6.5)A lo largo de miles de años, se ha producido un ajuste en la distribución de las especies vegetales y animales a la variabilidad del régimen de pulsos. De tal manera, las curvas de frecuencia en cada posición del gradiente topográfico son típicas para cada especie de árbol (figura 6.35).

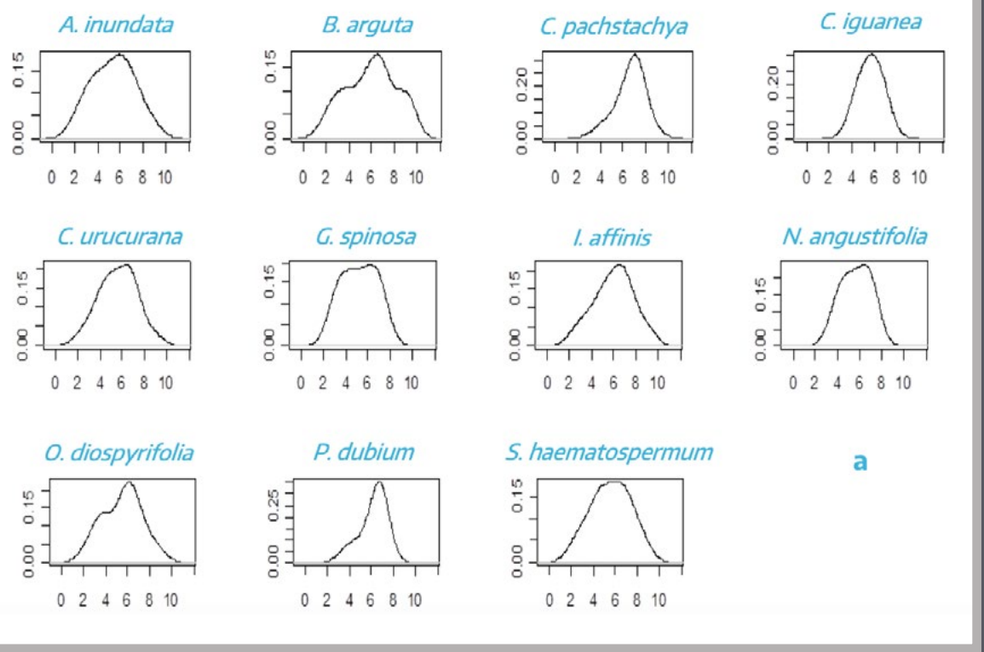
Tabla 6.5. Características químicas y procesos que ocurren en el suelo en condiciones de aerobiosis (fase emergente o limnofase) y anaerobiosis (fase inundada o potamofase). En la fase inundada hay una fuerte disminución de la zona aeróbica, lo que origina el cambio de estadode algunas sustancias a sus formas reducidas (hierro, aluminio, manganeso) que son solubles en condiciones reductoras y resultan tóxicas para las raíces. Como producto de la respiración anaeróbica se produce metano en los suelos inundados. Adaptada de Neiff (2005).

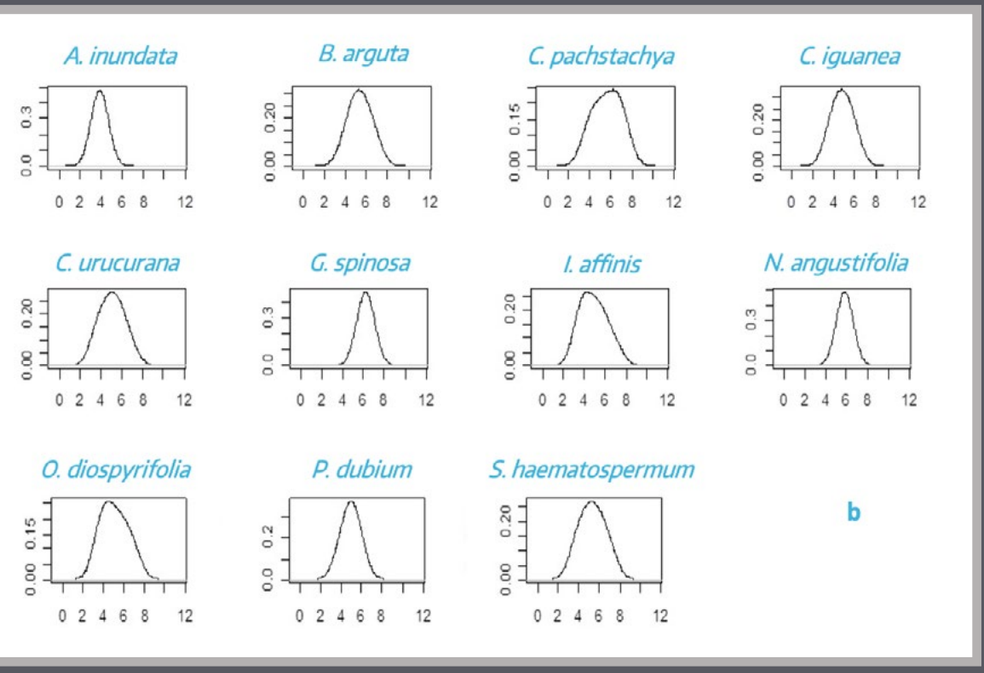
	Zona Aeróbica	Zona Anaeróbica
Condiciones de reacción	Oxidación	Reducción
Potencial de óxido-reducción	400 a 700 mV	150 a 350 mV
Microorganismos	Aeróbicos	Anaeróbicos
Etapa del Ciclo del Nitrógeno	Nitrificación	Denitrificación
Velocidad de descomposición de la materia orgánica	Rápida	Lenta
Solubilidad de compuestos	SO_4 sulfatos solubles	H_2S sulfuros insolubles
	$Fe^{+++}Mn^{++++}$ insoluble	$Fe^{++}Mn^{+++}$ soluble
	$CO_2HCO_3CO_3$ soluble	CH_4 soluble



Figura 6.34. Franja de bosque fluvial pluriespecífico, en islas más altas del río Paraná, integrado por ingá (*Inga uraguensis*), timbó blanco (*Albizia inundata*), curupí (*Croton urucurana*), entre otras especies.

Los sauzales de *Salix humboldtiana* (figura 6.36 y figura 6.37) y alisales de *Tessaria integrifolia* (figura 6.36 y figura 6.37) alcanzan 10-13 m de alto en un año, con DAP individual de 15-18 cm, en poblaciones de 2000 a 3000 individuos/ha en barras de formación reciente, formadas por arenas medias a finas con variable cantidad de limos y baja proporción de arcillas (figuras 6.35 y 6.36). Son típicos "*estrategas r*", que se reproducen por semillas, por raíces gemíferas, de gajos y de cepas. Tienen madera blanca blanda, de fibra corta. Se ha estimado que la producción de los bosques de aliso en islas del río Paraná, en Corrientes, es de 24-36 tn ha^{-1} $año^{-1}$ de materia seca (Neiff y Reboratti, 1989). Habitualmente se los usa para cercos, enramadas, largueros en viviendas precarias, cajones para frutas, tableros de cemento/madera y, mezcla con maderas de fibra larga, en la producción de papeles blancos de tipo *tissue* (Neiff *et al*., 1988).





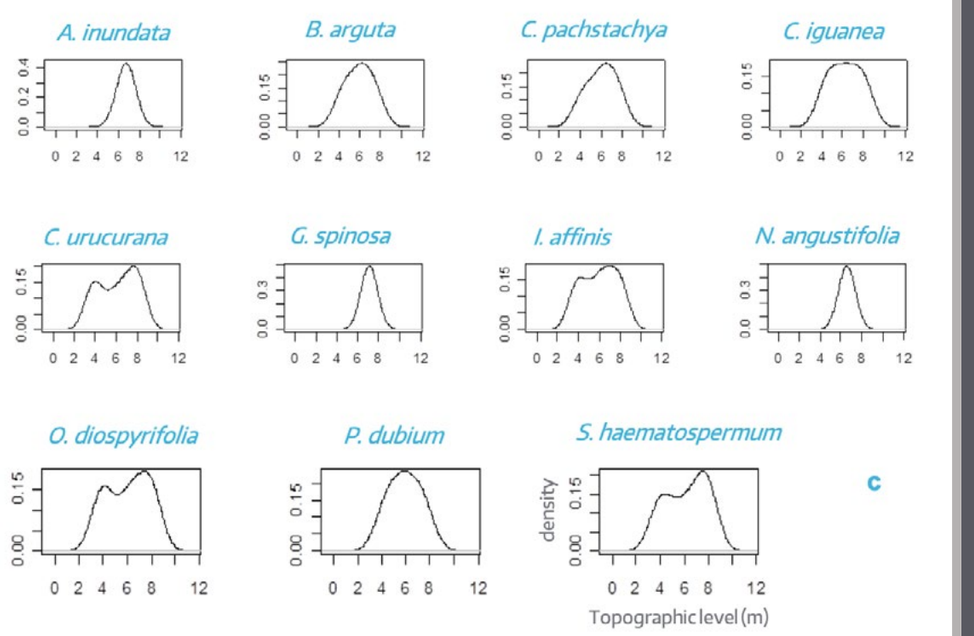


Figura 6.35. Curvas de distribución de frecuencias en el nivel topográfico (topographic level) utilizando un modelo en densidad (density) en las márgenes derecha (a), izquierda (b) y en las islas del curso (c) del río Paraná, en su tramo Bajo. Tomada de Casco y Neiff (2013).

Singularidades de los bosques nativosde Corrientes

Hay aspectos que diferencian a los bosques nativos de Corrientes respecto de otras provincias. Por un lado, existe una gran diversidad de ecosistemas debido a la posición geográfica, de contacto entre territorios fitogeográficos muy distintos, pero ninguno de ellos puede considerarse característico, o con unicidad que caracterice a la Provincia. Por otro lado, los bosques nativos de Corrientes no se caracterizan por su potencialidad como recurso maderero por varios motivos:

a) los bosques fluviales del Paraná, tienen alta producción anual, pero por el tipo de fibra de su madera, tienen limitaciones de uso. En otro sentido, la distribución y localización, hace difícil su utilización rentable.

b) los demás bosques, tienen turno de corte muy largo y no pueden competir con las forestaciones de pino o de eucalipto.

c) no existe un paquete tecnológico para incentivar el enriquecimiento con especies nativas, o para forestar con especies nativas.



Figura 6.36. Bosques Bosques dominados por sauces adultos (Imagen superior) y renovales de alisos colonizando un banco (imagen inferior). En posiciones más altas del gradiente se identifica un bosque pluriespecífico cuyo suelo recibe aguas en las crecientes mayores.



Figura 6.37. Bosques dominados por alisos adultos, conalgunos sauces (imagen superior) y renovales de sauces en una isla joven más baja (imagen inferior).

Existe consenso respecto de la utilidad directa de los bosques nativos (provisión de madera para usos diversos, de leña y carbón, producción de miel y de plantas medicinales, forraje para el ganado, cría de animales silvestres, plantas medicinales). También se ha extendido el conocimiento de otros beneficios globales que presentan los bosques nativos (captura de gases de efecto invernadero, protección del suelo, amortiguación de los efectos de las crecientes de los grandes ríos, disminución del anegamiento prolongado por lluvias torrenciales, resguardo de insectos polinizadores y, algunos menos explorados, como el turismo natural de bosques nativos).

Los bosques nativos de Corrientes tienen un gran valor ecológico, especialmente para el mantenimiento de la biodiversidad regional, por su posición de contacto entre territorios fitogeográficos y, también, por constituir parte de corredores para aves migratorias y por albergar una rica fauna residente (Neiff, 2001).

No menos importante es el valor cultural de los bosques nativos de Corrientes, por la diversidad de escenarios naturales de gran importancia paisajística para la recreación y para nuevas formas de turismo natural. Debe incluirse también el valor religioso y mitológico de los montes nativos en Corrientes. Los pobladores más antiguos justifican su respeto por el monte nativo "*porque allí vive Yara, el Señor del Monte…*" es así como algunas comunidades tenían sus pequeños cementerios dentro del monte nativo.

Manejo de los bosques nativos de Corrientes

Resulta paradójico que el enorme crecimiento de las forestaciones con especies exóticas, principalmente pinos y eucaliptos en Corrientes, que actualmente alcanza a las 500 mil hectáreas plantadas, no se haya acompañado de un desarrollo de la silvicultura de especies nativas. El cultivo de árboles nativos no tiene un paquete tecnológico que permita la selección genética, el desarrollo de los mejores clones ni las técnicas de conducción de los bosques nativos que permitan el desarrollo sostenible.

En el norte de Corrientes, sobre la ruta provincial 39, en el establecimiento Santo Domingo, Novartis S.A. tiene 3400 ha, dedicadas a un emprendimiento multipropósito, que combina el mantenimiento de bosques nativos de alto valor de conservación y plantaciones de especies exóticas (2429.20 ha), de especies nativas (67.91 ha) y rodales mixtos con especies nativas y exóticas (142.80 ha). En la tabla 6.6 se mencionan algunas de las especies nativas de estos bosques.

Las plantaciones datan de 2008, lo que señala una experiencia novedosa, pero aún incipiente, que se encuentra en el nivel experimental, con lo cual no se pueden evaluar todavía los rendimientos ni llegar a conclusiones respecto de la viabilidad de las variadas opciones y combinaciones de especies en distintos rodales, que son conducidos actualmente por GMF Latinoamericana.

Un aspecto destacable es que las empresas forestales que realizan la certificación de calidad mediante normas del FSC® han designado a la superficie remanente de bosques subtropicales de sus establecimientos, como "Áreas de Alto Valor de Conservación" (AAVC), dedicando estudios al mantenimiento y/o restauración de las condiciones prístinas, tal el caso de Las Marías, EVASA, POMERA y otras, con realización de audiovisuales y visitas que contribuyen a poner en valor a estos bosques por parte de la sociedad.

Tabla 6.6. Especies leñosas de las selvas de Misiones presentes en los bosques de Corrientes.

Nombre científico	Nombre vulgar
Aspidosperma australe Müll.Arg.	Guatambú
Araucaria angustifolia (Bertol.) Kuntze	Pino Paraná
Cedrela fissilis Vell.	Cedro Misionero
Cordia americana (L.) Gottschling y J.S.Mill.	Guayubirá
Cordia trichotoma (Vell.) Arráb. ex Steud.	Peteribí-Loro negro
Enterolobium contortisiliquum (Vell.) Morong	Timbó colorado
Handroanthus heptaphyllus (Vell.) Mattos	Lapacho negro
Handroanthus pulcherrimus (Sandwith) S.O.Grose	Lapacho amarillo
Inga uraguensis Hook.y Arn.	Ingá
Jacaranda micrantha Cham.	Caroba
Myrocarpus frondosus Allemao	Incienso
Parapiptadenia rigida (Benth.) Brenan	Anchico colorado
Peltophorum dubium (Spreng.) Taub.	Ibirá pitá o caña fístula
Pterogyne nitens Tul.	Viraró
Ruprechtia laxiflora Meisn.	Marmelero

El manejo de los bosques fluviales resulta promisorio en razón del rápido crecimiento y de los volúmenes que se alcanzan en corto tiempo (Reboratti *et al.*, 1987). En ese sentido, puede pensarse en el manejo de los bosques fluviales en alternativas como producción de materia prima celulósica o en la producción de cajones para frutas, donde no se requieren diámetros mayores.

La ventaja para el manejo de estos bosques, es que permiten mantener alta densidad hasta la fase madura, producen fustes rectos, y puede trabajarse a tala rasa, a intervalos de ocho años (Neiff *et al.,* 1985; Reboratti y Neiff, 1989). No se requiere de una silvicultura de alto nivel de especialización, toda vez que el poblamiento y el reclutamiento posterior a la cosecha se produce en forma natural, sin intervención humana. Sin embargo, tanto sauzales como alisales producen madera de fibra corta, con lo que el uso de este material está restringido sólo a algunos productos derivados.

En otro sentido, la dinámica hidrológica del río, condiciona la actividad de aprovechamiento a la fase de aguas bajas, estando vedada durante las inundaciones, lo que no asegura la continuidad de un aporte a la industria. El transporte del producto de cosecha también presenta un desafío, en razón que no se cuenta con medios eficientes para el transporte acuático-terrestre hasta los centros de transformación de la madera.

Debe tenerse presente que los bosques fluviales, aun cuando no presenten una renta directa debido al aprovechamiento de su madera, tienen importantes servicios ecosistémicos, como la amortiguación de las ondas de creciente (Neiff, 2005), el control de la erosión, la captura de nutrientes, la cesión de materia orgánica y nutrientes al flujo del río, y como hábitat-corredor para la vida silvestre.

Pautas para conservación y restauración de los bosques nativos de Corrientes

Los bosques nativos ocupan una pequeña proporción de la superficie provincial y se encuentran en sitios que son demandados con interés creciente para actividades productivas, por lo que deben recibir especial protección y cuidado.

En ese sentido, la ley provincial nº 5974 de Ordenamiento de los Bosques Nativos de Corrientes, en concordancia con la ley nacional 26.631 de Ordenamiento Territorial de los Bosques Nativos, establece el contexto que debe guiar el uso responsable de los bosques nativos.

Además del referido contexto normativo, es preciso trabajar en un portafolio de medidas tendientes al cuidado y restauración de los bosques nativos:

- Promover el estudio y monitoreo de la biodiversidad funcional, de las interacciones que determinan distintas configuraciones de especies de animales y de plantas, de las funciones de las especies en el mantenimiento de la estabilidad del sistema natural, de las consecuencias que derivan de la segregación o de la exclusión de las especies amenazadas, sea por reducción de sus hábitat, por la fragmentación del mismo, o por el empobrecimiento funcional de su hábitat.

- Poner en valor de las funciones de los diferentes bosques nativos de Corrientes, a través de contenidos que se incorporen en los programas de la educación formal, la producción de materiales audiovisuales y los "encuentros con los bosques" incorporando al mayor número de actores sociales y adecuando la agenda a distintos grupos etarios.

- Analizar la distribución de los distintos tipos de bosques nativos de Corrientes a nivel subregional, para determinar los sectores prioritarios para la conservación por su posición en los sistemas productivos y urbanos, y/o por formar parte de corredores de fauna.

- Establecer con criterio ecológico el ancho de las áreas "*buffer*" para los bosques fluviales, de los grandes ríos (Paraná y Uruguay) y para los ríos y lagunas interiores de la Provincia.

- Promover la generación de una Red de Bosques Nativos Protegidos que integre a los tenedores de tierras con remanentes de bosques nativos y brinde un encuadre de acciones cooperativas y de apoyo estatal para quienes se comprometan en la conservación efectiva de los bosques nativos.

- Incentivar las prácticas productivas de menor impacto ambiental (dejar parcelas de monte nativo en cada unidad de manejo, evitar grandes parcelas productivas, especialmente cuando puedan generar efecto barrera para algunas especies; procurar un diseño de parcelas de distintas prácticas de manejo (policultivos) en las que se combinen las forestaciones con otras plantaciones; hacer uso inteligente de los residuos forestales y del rastrojo; crear calles arboladas con especies de monte nativo propias de cada tipo de bosque.

- Asesorar a los productores agropecuarios y forestales interesados en la producción responsable, sobre las prácticas que contribuyan a mantener la esencia y entidad de los bosques nativos.

Según lo expresado, el cuidado de los bosques nativos de Corrientes, al igual que en otras provincias, compromete a todos los estamentos de la sociedad. Pero la diferencia radica en la complejidad del sistema que se pretende conservar y restaurar y, también en las características del proceso de transformación ocurrido hasta hoy.

CUADRO 3

Defaunación, sus causas y sus efectos en la estructura y funcionamiento de la Selva Misionera

Mario S. Di Bitetti, Mariano I. Giombini, Agustín Paviolo, Carlos De Angelo, María Eugenia Iezzi, Ilaria Agostini, Diego Varela y Paula Cruz
Instituto de Biología Subtropical (IBS), Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET) - Universidad Nacional de Misiones (UNaM), Bertoni 85, Puerto Iguazú, Misiones, Argentina. Asociación Civil Centro de Investigaciones del Bosque Atlántico (CeIBA), Puerto Iguazú, Misiones, Bertoni 85, Puerto Iguazú, Misiones, Argentina.
Facultad de Ciencias Forestales, UNaM, Eldorado, Misiones, Argentina.

No debemos dejar que un bosque lleno de árboles nos haga creer que todo está bien.
(We must not let a forest full of trees fool us into believing all is well.)
Redford, K. H. 1992. BioScience 42(6): 412-422.

Defaunación. Causas, patrones y efectos en el ecosistema

La cacería es una de las principales causas de la reducción de poblaciones de mamíferos y aves en bosques tropicales y subtropicales a nivel global (Benítez-López *et al*., 2017; Ripple *et al*., 2016). Los vertebrados terrestres muestran distintas sensibilidades a la intervención humana y especialmente a la caza. Dicha sensibilidad depende en parte de aspectos intrínsecos a los animales, como su tasa reproductiva y sus requerimientos de dieta y de espacio (Bodmer *et al*., 1997). A su vez, depende también de factores extrínsecos, como los cambios en el paisaje que producen las actividades humanas y la preferencia de presas de los cazadores, que selectivamente eligen unas especies sobre otras (Jerozolimski y Peres, 2003). Las especies de mayor tamaño son las más propensas a desaparecer en bosques altamente intervenidos porque generalmente tienen menores tasas reproductivas y mayores requerimientos territoriales (Cardillo *et al*., 2005). Además, los cazadores tienen una clara preferencia por las presas de mayor tamaño (Jerozolimski y Peres, 2003). Como consecuencia, en los bosques tropicales fragmentados y con alta presión antrópica, principalmente de caza, se produce un cambio predecible en los ensambles de vertebrados: las especies de mediano y gran tamaño desaparecen o se vuelven escasas, mientras que las más pequeñas pueden persistir o incluso volverse más abundantes (Peres y Palacios, 2007). En situaciones de disturbio intermedio, los mamíferos de tamaño mediano suelen volverse relativamente más abundantes que en situaciones de defaunación extrema o de bajo impacto humano (Peres y Palacios, 2007). Esto ocurre cuando los depredadores medianos se liberan de la competencia (*liberación competitiva*) con los grandes depredadores que desaparecen o se vuelven escasos por el disturbio en un fenómeno conocido como *liberación de mesodepredadores* (Crooks y Soule, 1999). Entre los herbívoros puede ocurrir algo similar: cuando los más grandes y competitivamente dominantes se vuelven más escasos como resultado de la fragmentación o la caza, los más pequeños pueden volverse relativamente más abundantes, provocando cambios en el ecosistema (Reider *et al*., 2013; Michel y Sherry, 2012; Di Bitetti *et al*., 2008a). Para que una especie deje de cumplir su

rol ecológico en la comunidad no es necesario que desaparezca totalmente, ya que por debajo de un cierto umbral de abundancia o debido a alteraciones en ciertos comportamientos u otros rasgos fenotípicos, puede considerársela ecológica o funcionalmente extinta (McConkey y O'Farrill, 2015; Valiente-Banuet *et al*., 2015). Es así que los bosques altamente defaunados sufren lo que se conoce como el *síndrome del bosque vacío* (Redford, 1992). Este síndrome se refleja no sólo en la ausencia de vertebrados de gran tamaño sino en un sinnúmero de otras características, incluyendo los patrones de diversidad y estructura de árboles (Wright y Duber, 2001; Wright, 2003).

Al igual que en otros bosques tropicales, en el Bosque Atlántico la sinergia de la fragmentación y la caza hace que los fragmentos boscosos y las áreas más accesibles para los cazadores suelan estar defaunados (Cullen *et al*., 2000; Paviolo *et al*., 2009a; Canale *et al*., 2012; Galetti *et al*., 2017). En los bosques del norte de Misiones, tal como ocurre en otros bosques tropicales sujetos a distintas presiones de caza y fragmentación, la mayoría de los grandes herbívoros (tapir, pecaríes y corzuelas) y depredadores (yaguareté, puma y ocelote) son más abundantes en áreas de bosque mejor protegidas, más grandes y menos accesibles para los cazadores (Cruz *et al*., 2014; 2018; Di Bitetti *et al*. 2006; 2008a; 2008b; 2010, Paviolo *et al*., 2008; 2009a; 2009b; 2016). Esto se debe a las preferencias por los mamíferos de gran tamaño que tienen tanto los cazadores de pueblos originarios, que practican una caza de subsistencia (figura 6.38), como los colonos locales o aficionados foráneos, que en gran medida practican la caza como esparcimiento, pese a ser ilegal (figura 6.39). En particular, la caza del yaguareté y del puma es consecuencia del miedo que infunde su presencia, de la intención de erradicarlos para reducir el daño que producen a los productores ganaderos o de su caza como trofeo (Paviolo, 2007, figura 6.40). Como consecuencia, el cambio en la composición del ensamble de mamíferos resulta relativamente predecible en función de la protección, la fragmentación y el acceso humano (Iezzi *et al*., 2018). En el caso de las aves, también se observa que aquellas de mayor tamaño, como los tucanes (Ramphastidae) y las pavas de monte (Cracidae), tienden a desaparecer más rápidamente de los sitios de bosque más fragmentados y perturbados, mientras que las de menor porte suelen ser menos sensibles (Galetti *et al*., 2013).

A partir de los datos de un muestreo con cámaras trampa realizado en el norte de Misiones se compararon las tasas de registro de distintas especies en estaciones ubicadas en bosque continuo, menos degradado y generalmente con menor presión de caza, con las de fragmentos sobreexplotados, con una estructura de bosque afectada por efectos de borde y con mayor presión de caza (ver Iezzi *et al*., 2018). En un patrón similar al observado en el bosque amazónico (Peres y Palacios, 2007) y otras áreas del Bosque Atlántico (Bogoni *et al*., 2018), las especies de mamíferos de mayor peso corporal (> 10 kg) fueron las más afectadas por la caza y la fragmentación y tuvieron generalmente tasas de registro más elevadas en el bosque continuo, menos accesible y mejor conservado (figura 6.41). De las 10 especies registradas pertenecientes a esta categoría, que incluye a los grandes herbívoros (tapir, pecaríes y corzuelas), y a los depredadores grandes (yaguareté, puma y ocelote), nueve tuvieron una tasa media (± DE) de registros 3,07 (± 2,06) veces más alta en el bosque continuo y mejor conservado que en los fragmentos de bosque. El tapir (figura 6.42), la especie de mamífero de mayor peso corporal y una de las más sensibles a la caza (Cruz *et al*., 2014; Paviolo *et al*., 2018), tuvo una tasa de registros 5,6 veces más elevada en el bosque continuo que en los fragmentos de bosque. La única excepción a este patrón fue la corzuela parda (*Mazama gouazoubira*), una especie no típica del Bosque Atlántico sino de ambientes más abiertos y que se ve favorecida por la fragmentación y la presencia de plantaciones (Iezzi *et al*., 2018). Las especies medianas (1,5-10 kg), que incluyen a la mayoría de los carnívoros medianos como el tirica (*Leopardus guttulus*) y el hurón mayor (*Eira barbara*), y a algunos omnívoros como el gualacate (*Euphractus sexcinctus*) y el tatú negro o mulita grande (*Dasypus novemcinctus*), tuvieron una tasa media de registro 2,28 ± 0,71 veces más alta en los fragmentos de bosque. De las 15 especies medianas que se registraron, 12 fueron más abundantes en el bosque fragmentado. Las especies de mamíferos pequeños (<1,5 kg), en cambio, tuvieron una tasa de registro 4,09 ± 7,61 veces más alta en el bosque continuo. Esto último probablemente se debe a que sus principales depredadores, los carnívoros medianos, son menos abundantes en el bosque continuo, por lo que representaría un caso de *liberación de mesodepredadores*.

El patrón descrito anteriormente sugiere dos cosas. Por un lado, que la mayoría de las especies medianas se ven favorecidas en los fragmentos de bosque, probablemente por la reducción poblacional de sus competidores más grandes. Los carnívoros medianos probablemente se benefician en ambientes con alta presión de caza por su liberación competitiva de los carnívoros más grandes, como el ocelote (Cruz *et al*., 2018). Por otro lado, la abundancia relativamente alta de mamíferos medianos en los bosques fragmentados del norte de Misiones sugiere que la presión de caza en éstos no ha sido extrema, ya que dichas especies tienden normalmente a desaparecer en condiciones de alta defaunación. Casi todas las excepciones al patrón general descrito anteriormente correspondieron a especies con muy escasos registros (por ejemplo, hurón menor *Galictis cuja* y comadreja de cuatro ojos *Philander quica*) o que no son típicas del Bosque Atlántico sino de otras regiones y han ingresado al norte misionero aprovechando las transformaciones del paisaje y la fragmentación del bosque (por ejemplo, corzuela parda y comadreja overa *Didelphis albiventris*). En resumen, podemos concluir que la caza furtiva que se practica en Misiones y la fragmentación y degradación del bosque producen cambios importantes en la composición del ensamble de mamíferos, generando una disminución poblacional importante en los ungulados, los depredadores tope y los mamíferos pequeños, e induciendo un aumento en las poblaciones de mamíferos medianos, principalmente mesocarnívoros.

Muchos árboles de semilla grande requieren de mamíferos grandes o medianos, como los tapires o los monos aulladores, o de aves grandes, como los tucanes o las pavas, para dispersar efectivamente sus semillas. Los tapires, en particular, son dispersores clave para algunas especies de palmeras, ya que suelen depositar las semillas lejos del árbol materno donde los factores de mortalidad (por ejemplo, depredación por insectos) es menor (Fragoso, 1997; Fragoso *et al*., 2003). En el Bosque Atlántico de Misiones, el tapir cumple un papel fundamental en la dispersión de la palmera pindó (*Syagrus romanzoffiana)*. Al igual que el palmito (*Euterpe edulis*), el pindó constituye una especie clave por la cantidad de animales frugívoros que dependen de ella durante el invierno, cuando otros recursos son escasos (Galetti *et al*., 1999; Di Bitetti, 2001; Keuroghlian y Eaton, 2008). La dispersión del pindó por tapires contribuye al reclutamiento de plántulas, moldea el patrón de distribución espacial de las mismas (Giombini *et al*., 2009; Sica *et al*., 2014) y promueve el flujo génico en esta palmera (Giombini *et al*., 2016). La extinción

local del tapir fuera de áreas de bosque continuo y bien protegido disminuye el reclutamiento y acentúa la estructura genética espacial (asociación entre cercanía física y similitud genética de los individuos) del pindó (Sica *et al*., 2014, Giombini *et al*., 2017).

De manera similar, algunos mamíferos arborícolas del Bosque Atlántico, como los monos caí y los monos aulladores (figura 6.43) consumen frutos de numerosas especies de árboles y dispersan sus semillas (Galetti *et al*., 1994; Agostini *et al*., 2010; Wehncke y Domínguez, 2007; Wehncke y Di Bitetti, 2013). Estas poblaciones de primates están siendo afectadas negativamente por la fragmentación y otros efectos antrópicos, así como por las epidemias de fiebre amarilla (Agostini *et al*., 2015). Es probable que una reducción drástica en la abundancia de estos primates provoque una disminución en la dispersión de semillas y afecte la regeneración de numerosas especies arbóreas del Bosque Atlántico.

Cambios evolutivos

Dado que los vertebrados juegan un papel tan importante en la dinámica poblacional de las especies arbóreas es posible que su desaparición o disminución poblacional lleven a la extinción a algunas especies de árboles (Corlett, 2013). La redundancia funcional entre especies podría ayudar a mitigar los efectos de la defaunación (Rosenfeld, 2002), de manera que al extinguirse un animal (por ejemplo, un dispersor), su rol ecológico sea llevado adelante por otra especie, que eventualmente puede volverse más abundante por la desaparición de su competidora (Alves-Costa y Eterovick, 2007). Sin embargo, no todos los vertebrados ejercen su rol ecológico con la misma eficacia y el cambio en la abundancia relativa de los potenciales dispersores puede imponer una importante presión de selección sobre algunas de las características de las especies arbóreas. Un ejemplo de esto es el proceso de cambio evolutivo en el tamaño de las semillas del palmito en el Bosque Atlántico (Galetti *et al*., 2013). Esta especie de palmera es principalmente dispersada por aves, aunque algunos mamíferos también pueden hacerlo con menor frecuencia. Sus principales dispersores incluyen varias aves grandes como tucanes (figura 6.44), pavas de monte y cotíngidos (p. ej. el yacutoro, el pájaro campana, etc.), y algunas más pequeñas como zorzales del género *Turdus*. En los fragmentos de bosque altamente degradados, los tucanes, pavas y cotíngidos están generalmente ausentes o presentes en muy baja densidad. En estos fragmentos los zorzales consumen y dispersan el 98% de los frutos producidos por los palmitos (contra un 33% en áreas no defaunadas). Los zorzales tienen un pico mucho más pequeño que los tucanes y las pavas y, por ello, sólo pueden consumir los frutos de menor diámetro. Como consecuencia, el cambio en las presiones selectivas sobre el tamaño de los frutos dispersados ha producido un cambio evolutivo en menos de 100 años: el diámetro de las semillas de palmito se ha reducido significativamente en las áreas más defaunadas. Si bien este cambio evolutivo asociado al proceso de defaunación podría parecer un fenómeno inconsecuente, el tamaño de las semillas es un carácter que puede tener importantes consecuencias demográficas, ya que está positivamente correlacionado con las reservas que contiene una semilla, con su éxito de germinación, su resistencia a la desecación, el tamaño de las plántulas y el éxito reproductivo de una planta (Leishman *et al*., 2000), por lo que el cambio evolutivo observado podría tener un impacto negativo en el éxito reproductivo del palmito (Galetti *et al*., 2013). Es probable que este tipo de cambios evolutivos asociados a la defaunación estén ocurriendo en numerosas especies arbóreas, constituyendo un campo fértil para nuevos estudios.

Beneficios de la conservación de la fauna en la Selva Misionera

Además de los servicios que la fauna provee indirectamente a la población humana a través de sus funciones en el ecosistema (como por ejemplo su contribución la regeneración vegetal), los vertebrados que habitan los bosques tropicales y subtropicales constituyen un servicio ambiental en sí mismo. Por un lado, proveen una importante fuente de proteínas a las poblaciones aborígenes y otros pobladores locales (Milner-Gulland y Bennett, 2003), aunque lamentablemente la sobreexplotación y mal manejo de este recurso hace que gran parte de los bosques tropicales estén actualmente defaunados y los grandes mamíferos y aves ya no estén disponibles como alimento (Milner-Gulland y Bennett, 2003). A pesar de eso, algunas comunidades Mbyá Guaraní de Misiones aún practican una caza de subsistencia con técnicas tradicionales (Sánchez y Giraudo, 2003). En ese sentido, la conservación de fauna no sólo contribuye a la calidad de la dieta de estas personas sino también a mantener las tradiciones y culturas locales. Por otro lado, la fauna y, especialmente, los vertebrados, también constituyen un atractivo turístico en sí mismo. El turismo de fauna silvestre es una industria creciente que mueve millones de turistas y deja ganancias de muchos billones de dólares en distintas regiones del mundo (Higginbottom, 2004). La Selva Misionera, debido a la presencia de las Cataratas del Iguazú, es un gran destino turístico a nivel mundial. Muchas de las personas que visitan las Cataratas tienen interés en el avistaje de aves y mamíferos, un recurso turístico aún poco explotado. Por último, ciertos vertebrados, como los monos aulladores, proveen un servicio a la salud pública actuando como centinelas epidemiológicos de enfermedades importantes como la fiebre amarilla. Dada su alta susceptibilidad, el hallazgo de individuos muertos es frecuente al comienzo de los brotes de dicha enfermedad, lo que posibilita desplegar una alerta temprana para la población humana de la región (Holzmann *et al.,* 2010).

El atropellamiento de fauna en carreteras es una nueva presión antrópica que contribuye al incremento de la defaunación en el Bosque Atlántico (Bauni *et al*., 2017), actuando de forma sinérgica con la cacería y la fragmentación. Los últimos remanentes protegidos del Bosque Atlántico están siendo fragmentados y afectados por la construcción o ampliación de carreteras. Para algunas especies amenazadas como el yaguareté o el tapir, el impacto del atropellamiento puede afectar la viabilidad de sus poblaciones a largo plazo (Cullen *et al*., 2016; Medici y Desbiez, 2012). La implementación de medidas de mitigación en las carreteras, como pasos de fauna, pueden contribuir a reducir los impactos de la defaunación por atropellamientos (Varela, 2014; 2015).

Del mismo modo que los bosques talados o degradados pueden restaurarse, la defaunación es un proceso que, en muchos casos, puede revertirse mediante estrategias de refaunación (Fernandez *et al*., 2017; Galetti *et al*., 2017). Sin embargo, para ello es necesario eliminar las causas, como la cacería, que conducen a la defaunación.

Conclusiones

La defaunación es un proceso muy marcado y con consecuencias negativas a nivel local y global, aunque constituye, en gran medida, un aspecto críptico y aún poco reconocido (Dirzo *et al*., 2014; Young *et al*., 2016). Los bosques tropicales y subtropicales son uno de los biomas que más están sufriendo el proceso de defaunación, tal como hemos descrito con cierto detalle para la Selva Misionera. Grandes superficies de bosques tropicales y subtropicales se encuentran defaunadas, lo que implica la pérdida de servicios ecológicos y ambientales importantes y consecuencias futuras en la estructura y composición de esos bosques. A su vez, es esperable que las alteraciones en los ecosistemas boscosos también tengan un impacto sobre las sociedades que dependen de ellos y que, si bien es difícil de predecir en detalle, estamos empezando a entender (Galetti y Dirzo, 2013).



Figura 6.38. Restos de un tapir en una olla en una de las comunidades aborígenes Mbyá Guaraní de Misiones (Foto: Emiliano Salvador). Los pueblos originarios de América Latina aún dependen en gran medida de la caza de animales silvestres como la principal fuente de proteínas de su dieta.



Figura 6.39. Animales decomisados por guardaparques a cazadores furtivos en la Reserva de Biósfera Yabotí en el oeste de Misiones (Foto: Agustín Paviolo). En la imagen se observan tres especies de mamíferos de porte mediano (tatú) y grande (corzuela enana y pecarí labiado), que representan algunas de las presas favoritas de los cazadores. Paviolo *et al*., 2009a.



Figura 6.40. Yaguaretés cazados en la localidad de Alba Posse, Misiones, en 1947 (Foto: gentileza de Clara Riveros Sosa, Fundación Ambiente Total). Los yaguaretés han sido eliminados de gran parte de Misiones, quedando restringidos a las áreas mejor protegidas del norte de esta provincia.

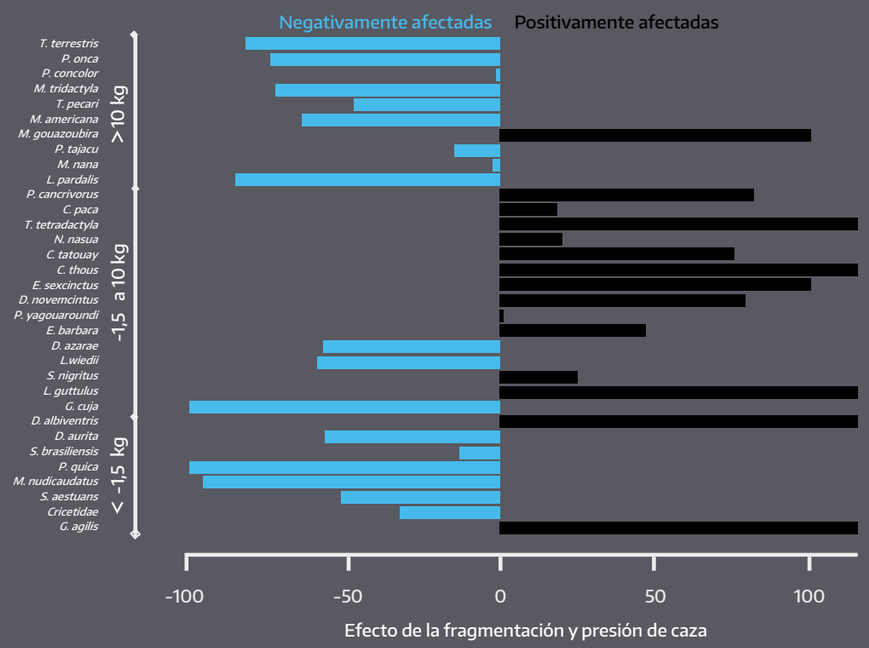


Figura 6.41. Efecto de la fragmentación y la presión de caza en las especies de mamíferos del norte de Misiones. Las especies están ordenadas de arriba hacia abajo en función de su peso corporal decreciente desde el tapir, *Tapirus terrestris*, (> 200 kg) hasta la comadrejita enana *Gracilinanus agilis* (<50 g). El efecto expresa la diferencia porcentual en la tasas de registro, calculada como E = 100*(TRf-TRb)/TRb, donde TRf es la tasa media de registros en las estaciones ubicadas en fragmentos de bosque y TRb es la tasa media de registros de las estaciones ubicadas en bosque continuo. Valores negativos indican un efecto negativo de la fragmentación y la caza sobre la tasa de registros mientras que valores positivos implican un efecto positivo. Los valores de E van desde -100 (que corresponde a los casos en que no hubo registros en los fragmentos de bosque mientras que hubo al menos 1 registro en bosque continuo) hasta valores positivos extremos (e. g. el zorro de monte, *Cerdocyon thous*, alcanzó el valor máximo de 1.021), por lo que la figura está truncada en valores algo superiores a +100. A las especies que no tuvieron registros en bosque continuo o en fragmentos se les asignó un valor arbitrario de -100 y +100 respectivamente. Ver Kurten (2013) para una justificación de este método para medir el tamaño de un efecto.



Figura 6.42. El tapir es el herbívoro más grande del Bosque Atlántico (Foto: Emilio White). Es un importante consumidor de hojas y frutos de árboles, y desempeña un rol prominente en la dispersión de semillas de numerosas especies vegetales. Ejerce además un importante efecto físico por el pisoteo de renovales.



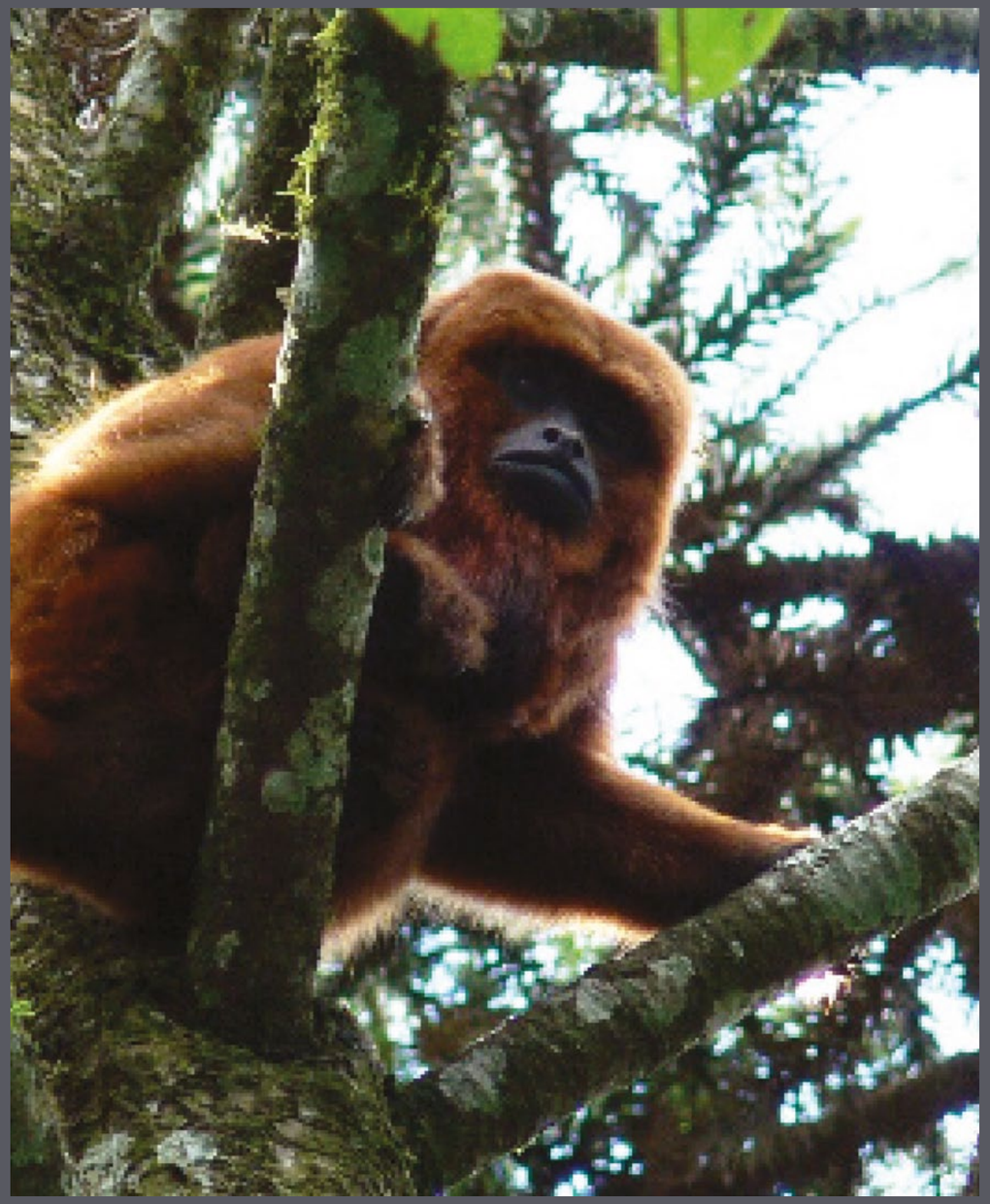


Figura 6.43. Los primates son mamíferos arborícolas que consumen hojas y frutos, y dispersan las semillas de una gran diversidad de especies arbóreas. Página anterior, un mono caí (*Sapajus nigritus*) (Foto: Emilio White). Arriba, un mono aullador rojo (*Alouatta guariba clamitans*) sentado sobre una rama de un ejemplar de *Araucaria angustifolia* (Foto: Ilaria Agostini).



Figura 6.44. Las corzuelas del género *Mazama* (en este caso una corzuela enana, *Mazama nana*; foto: Emilio White) son los cérvidos más abundantes en los bosques tropicales y subtropicales del Neotrópico y son asiduamente buscados por los cazadores. Estos ungulados consumen hojas y frutos de diversas especies de árboles.



Figura 6.46. Imágenes de pecaríes obtenidas con cámaras trampa en el predio Campo Los Palmitos de Arauco S.A (Fuente: banco de fotos del Grupo de Ecología y Conservación de Mamíferos, IBS- Iguazú). Ambas especies de pecaríes, el de collar *Pecari tajacu* (arriba) y el labiado *Tayassu pecari* (abajo) son grandes consumidores de frutos, semillas, hojas e invertebrados. Son también una de las presas preferidas de los cazadores.

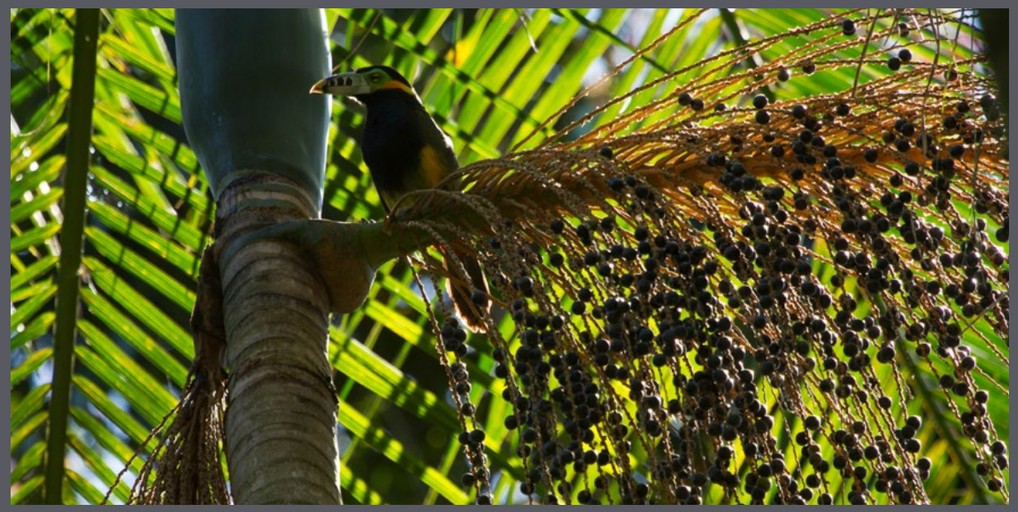


Figura 6.47. Arasarí chico o tucancito de pico manchado, *Selenidera maculirostris*, posado en un palmito *Euterpe edulis* con frutos maduros (Foto: Emilio White). Los tucanes (familia Ramphastidae) son importantes consumidores de frutos y dispersores de semillas de numerosas especies de árboles. Dado que tienen un pico muy grande, pueden consumir y dispersar semillas de gran tamaño. En el Bosque Atlántico juegan un papel muy importante en la dispersión del palmito. Se han aportado evidencias de que ante la desaparición de los tucanes y otras aves grandes, el tamaño de los frutos del palmito tiende a reducirse por un proceso evolutivo, al cabo de algunas generaciones, en respuesta a la dependencia de aves más pequeñas (zorzales) para su dispersión en las áreas defaunadas (Galetti *et al*., 2013).

CUADRO 4

Biología reproductiva, conservación y mejoramiento de *Araucaria angustifolia* en Argentina

Hugo Fassola
INTA EEA Montecarlo, Misiones

Araucaria angustifolia (Bert.) O. Kuntze, o Pino Paraná, es una conífera nativa de Brasil y noreste de Argentina, comúnmente denominada "pino Paraná". Pertenece a la familia Araucariaceae, que es exclusiva del hemisferio sur y evolucionó en la era Mesozoica durante los períodos Jurásico y Cretácico, hace 250 millones de años. En Argentina las dos especies representativas son *A. angustifolia* y *A. araucana*; las cuales poseen una distribución restringida y disyunta, así como diferentes limitaciones ecológicas (Del Fueyo *et al*., 2000). Los bosques de Pino Paraná cubrían aproximadamente una superficie de 210.000 hectáreas en el nordeste de Misiones según Cozzo (1960). En 1993 se estimaba dicha superficie de bosque nativo en no más de 2.000 ha, gran parte en reservas y parques provinciales (Burkart, 1993). Facultad de Ciencias Forestales, UNaM, Eldorado, Misiones, Argentina.

La etnia guaraní, considerada como uno de los dispersores de la especie, utiliza su semilla como fuente alimenticia, dado que sus tejidos de reserva contienen almidones (72,9% del total) y azúcares, predominando la sacarosa. Aunque es la capacidad antioxidante, dada por los flavonoides, presentes en el tegumento ovular, la que da características especiales a esta semilla (Ferreyra *et al*., 2006). Pero es con la llegada de los primeros colonos hacia 1930 al norte de la Provincia de Misiones, que se inicia su cultivo (Cozzo, 1976). Su fibra larga con destino a pastas celulósicas, de la cual nuestro país era dependiente, hace que la instalación, hacia 1945-1946, de la planta de Celulosa Argentina S. A. en Puerto Piray, impulsara su empleo en principio con materia prima procedente de los montes nativos y su implantación a mayor escala. Paralelamente la sanción de la Ley 13273, de Defensa de los Bosques Nativos, hace que en 1948 se funde la Estación Forestal Manuel Belgrano en las proximidades de la localidad de San Antonio como "Reserva de Plantación de Araucaria" (hoy Campo Anexo Manuel Belgrano, CAMB, dependiente de INTA EEA Montecarlo), con el propósito de impulsar allí investigaciones silvícolas. De hecho, se encuentra allí la mayor superficie con plantaciones puras y bajo dosel de bosque nativo, claro ejemplo de su potencial en la restauración, que permanece en pie desde la década de 1940-1950.

Varios hechos han determinado que el interés por la especie de parte del sector industrial haya decaído. El principal es la sustitución por especies del género *Pinus* sp. Sin embargo, otros factores biológicos cobran importancia en un entorno de cambio climático e impactan directamente en su silvicultura.

Biología reproductiva

Fassola *et al*. (1999) evaluaron la producción de semillas de *Araucaria angustifolia* (Bert.) O. K. en plantaciones ubicadas en San Antonio (CAMB), Misiones, Argentina, durante los años 1993 a 1998. La mayor cosecha de semillas fue en 1994, recolectándose 44,3 kg ha^{-1}, en una parcela con la edad más alta y con la mayor proporción de ejemplares femeninos. Siendo esta una cantidad mínima requerida para la implantación por siembra directa.

Evaluada, en ese mismo estudio, la producción máxima de semillas en parcelas de árboles individuales fue de 1,5 kg en un ejemplar de 52 cm

de dap. Si bien en ejemplares nativos se obtuvo en promedio 39,6 kg por árbol (Muñoz, 1993), el personal de campo del CAMB manifestó por esos años la disminución en la producción de semillas que se observaba año tras año (Fassola *et al*., 1999).

Caccavari, en sus contribuciones al estudio de la biología reproductiva de la especie comparó la cantidad y poder germinativo de polen de amentos de ejemplares jóvenes (20-30 años) de Araucaria angustifolia procedente de Colombo (Embrapa Florestas), estado de Paraná, Brasil, con polen de amentos de ejemplares de la misma clase de edad del CAMB, San Antonio, Misiones, Argentina. Como resultado determinó un mayor poder germinativo en el material procedente de Colombo, llegando al 60% en algunos casos, mientras que los de San Antonio, no superaron el 50%. Caccavari *et al*. (2001) durante 3 años de observación, determinaron que la formación de microesporófilos fue menor en el año más cálido y húmedo, consecuentemente la producción de polen se vio afectada. Respecto de la producción polínica se observó que esta se incrementaba con la edad a partir de los 20 años de edad, cuando la especie comienza a desarrollar más sus estructuras de ramas (Barrera *et al*., 2002). Barrera *et al*. (2002) correlacionando la producción de conos femeninos con la formación de anillos de crecimiento, no encontró relación alguna, proponiendo entonces realizar este estudio a partir de estudios cambiales.

Analizando la distancia de dispersión del polen, mediante el método de fluxaje, Caccavari *et al*. (2001) comprobaron la poca capacidad de dispersión del mismo, atribuyéndolo a su peso. La fragmentación actual de los bosques de Pino Paraná por ende conspira contra el mantenimiento de la diversidad genética de la especie, como también la situación crítica de los dispersores de las semillas. Situación que debe contemplarse al momento de proyectos de rehabilitación.

Latorre *et al*. (2013; 2014) analizando la producción polínica, con captadores móviles y fijos, en el CAMB durante los años 2010 y 2011, como también la producción de semillas en rodales y ejemplares selectos durante 2012 y 2013, encontraron mayor producción de polen en 2010 como de semillas en 2012, determinando también la estrecha relación entre la nube polínica y la producción de semillas. Este grupo de trabajo con posterioridad continúa con el mismo tipo de observaciones, dependientes de equipos fijos y trampas Tauber, en el CAMB y en el Vivero Forestal de 25 de Mayo, dependiente de la EEA INTA Pergamino, Pcia de Bs As., donde hay un rodal de *Araucaria angustifolia* de la misma clase de edad que los del CAMB, 50-59 años. De este estudio, aun no finalizado, Simón (2018), analizando las colectas de polen con trampas Tauber durante las años 2014, 2015 y 2016, pudo establecer que en 25 de Mayo hubo mayor producción polínica en todos los años comparándolo con San Antonio y también mayor variabilidad entre años. La producción de semillas en 25 de Mayo fue 10 veces superior a la del CAMB. En base a la información recogida, Simón (2018) ajusta un modelo predictor de la producción polínica donde las variables dependientes fueron las temperaturas máximas de enero y las mínimas de agosto (condiciones previas a la polinación), las precipitaciones y velocidad del viento en el mes de octubre (condiciones durante la emisión). La autora concluye luego que las condiciones climáticas actuales de la región de origen de la especie no son favorables para la producción de polen, y están afectando la reproducción de la especie, siendo 25 de Mayo un sitio adecuado para establecer un banco de semillas *ex situ*.

Resultó claro, a partir de estos estudios, que para poder sostener un programa de plantaciones o de rehabilitación, no se podía depender de las plantaciones para obtener material reproductivo, ni tampoco considerar la siembra directa. Una hectárea de edad superior a los 40 años produjo lo mínimo necesario para sembrar una hectárea de la especie con esa modalidad. También queda reflejada la baja disponibilidad, incluso el riesgo, de la obtención, en la zona de origen, de semillas con propósito alimenticio.

Material Genético

Dada la importancia inicial de las plantaciones de Araucaria angustifolia, INTA inicia estudios para determinar el comportamiento de distintas procedencias de su área natural de distribución, los estados del sur de Brasil y NE de Misiones, tanto en locaciones de su zona de distribución natural, San Vicente, como fuera de ella, Puerto Esperanza. Los resultados de dichos estudios permitieron determinar que los orígenes de la provincia de Misiones o de zonas de Brasil próximas a esta provincia eran los mejores (Fahler, 1981).

Considerando estos resultados, con el propósito de dar inicio a un proyecto de mejoramiento y conservación, se realizaron estudios de la variabilidad genética de las poblaciones naturales de Misiones y de las plantaciones existentes en el CAMB. Estos estudios arrojaron como resultado que la diversidad genética promedio para las poblaciones nativas fue de moderada a baja (He = 0,128) de acuerdo con su ubicación marginal dentro del rango de Araucaria (Inza *et al*., 2018). Esto puede explicarse también por lo determinado por Caccavari *et al*. (2001) respecto de la distancia de polinización de la especie, quienes señalan que la recombinación genética se realiza localmente entre individuos cercanos.

En general, la diversidad genética de las poblaciones disminuye de este a oeste con distancias cada vez mayores desde el área principal de distribución de especies en el sur de Brasil. La mayor diversidad genética resultante de los estudios realizados a las plantaciones del CAMB (He = 0,155) sugiere que sus individuos podrían haberse originado a partir de semillas recolectadas de fuentes diferentes y / o altamente variables de Brasil y el noreste de Argentina (Sarasola *et al*., 2011; Inza *et al*., 2018). De acuerdo con las fichas originales de plantación, el material empleado fue el colectado mayormente en el área del CAMB y aledañas, algunos materiales procedían de Barracón, estado de Paraná, Brasil, localidad limítrofe con Bernardo de Irigoyen y una ficha identifica materiales procedentes de 25 de Mayo, Provincia de Buenos Aires. Puede considerarse que las plantaciones del CAMB son relevantes para la conservación de la variabilidad genética de la especie en la provincia de Misiones.

Con base en el trabajo de Sarasola *et al*. (2011), de variabilidad genética de las plantaciones del CAMB, reforzado por el estudio de variabilidad de poblaciones realizado por Inza *et al*. (2018), se realizó en el mismo una selección en rodales que oscilaban entre 16 y 64 años, de una población cuyo dap máximo fue de 68,1 cm, siendo el diámetro promedio de la población base de 45,2 cm. La ganancia genética para la variable dap fue estimada en 7% (Rotundo *et al*., 2014). Sobre los 190 ejemplares seleccionados 62 eran masculinos y 128 femeninos. De los mismos se obtuvo material para constituir dos huertos semilleros clonales, uno instalado en 2015 en el CAMB, INTA San Antonio, Misiones, mientras el otro está siendo instalado en el Vivero Forestal de INTA 25 de Mayo, Provincia de Buenos Aires (Gauchat M. E., com. pers., 2018), en virtud de la mayor producción de semilla determinada en esa zona y las recomendaciones surgidas del estudio de Simón (2018).

CUADRO 5

Yerba mate. Breve reseña de su uso e investigaciones realizadas en la EEA Cerro Azul.

Hugo Fassola, Sandra Patricia Molina, Mario Angel Kryvenki.
Equipo de Yerba Mate y Té. EEA Cerro Azul - INTA

La yerba mate (*Ilex paraguariensis* St. Hill), es una especie originaria de América del Sur. El ecosistema en el que se desarrolla naturalmente, es el sotobosque de las selvas higrófilas y los pinares de *Araucaria angustifolia*, encontrándose en esta comunidad los núcleos naturales más densos. Entonces, su área de dispersión se extiende desde el norte de Río de Janeiro y sur de Minas Gerais en su límite septentrional, hasta zonas aisladas del departamento de Maldonado en Uruguay, en su límite sur. En el este, queda limitada por la Sierra do Mar y en el oeste llega a Misiones en la Argentina, este de Paraguay y S.E de Matto Grosso en Brasil (Grondona, 1954).

La yerba mate ha sido utilizada como estimulante por los indígenas americanos, alcanzando importancia económica como cultivo. La explotación de yerba mate nativa consistía en efectuar el reconocimiento de la zona donde se ubicaban los rodales dentro de la selva junto a otras especies de *Ilex*. Luego los tareferos, trepaban a los árboles y cortaban toda la masa foliar, dejando solo troncos y ramas. A continuación se efectuaba el sapecado en el lugar y con posterioridad se trasladaba al campamento base para su secado final y posterior canchado. Esta operación agresiva de defoliación completa, era superada por la mayoría de los individuos, que luego de dos o tres años recuperaban todo su follaje. Atentos a este sistema de explotación inhumano, peligroso y oneroso, los sacerdotes jesuitas consideraron la posibilidad de efectuar plantaciones de dichas especies en los terrenos de las reducciones.

Las primeras plantaciones se realizaron entre los siglos XVII y XVIII, superando los inconvenientes propios de la yerba mate para la germinación y obtención de plantines. La expulsión de los jesuitas acarreó la paulatina desaparición de esas plantaciones y la pérdida de las técnicas de cultivo por ellos desarrolladas. Las nuevas plantaciones realizadas entre 1898 y 1903, en Paraguay y Argentina, revirtieron este proceso dando inicio a la actividad yerbatera moderna.

Las primeras experiencias realizadas en Argentina sobre distintos aspectos del cultivo de la yerba mate tuvieron lugar en la ex Estación Experimental de Loreto en 1928 y en la Estación Experimental Agropecuaria Cerro Azul en 1954. A partir de allí, se continuó trabajando, en forma ininterrumpida, en mejoramiento genético, propagación (sexual y asexual), manejo de suelo y planta, aspectos sanitarios y sistemas de cosecha, con el objetivo de mejorar el rendimiento y calidad del producto obtenido.

A partir del año 1988, se realizaron expediciones de reconocimiento y recolección a diferentes zonas de la Cuenca del Plata y de la selva Tucumano-Oranense, donde se encuentra el género *Ilex*, con el objetivo de contar con la mayor variabilidad genética posible, base fundamental del proceso de selección, además de evitar la pérdida de materiales valiosos por efecto de la depredación del hombre. Esto dio como resultado un Banco de Germoplasma *in vivo* del género *Ilex*, único en Sudamérica, que cuenta con 10 especies y cerca de 200 accesiones instaladas a campo, en dos sitios geográficos de la provincia,

registradas en la Red de Recursos Genéticos del INTA (Belingheri y Prat Kricun, 1992).

A partir de 1975 se realizaron recolecciones en zonas productoras de Corrientes y Misiones, en la búsqueda de individuos de yerba mate que se destaquen por distintas características agronómicas (tipo de ramificación, caída de hojas, estado fitosanitario, rendimiento). En las plantas seleccionadas, se evaluaron sus progenies para caracterizar así el potencial genotípico de la planta madre (Belingheri y Prat Kricun, 1992).

Algunas de las plantas selectas fueron propagadas vegetativamente e incorporadas a ensayos comparativos de rendimiento, y otras se utilizaron para cruzamientos controlados, de donde se originaron los 13 cultivares de INTA actualmente inscriptos en INASE, y otros en proceso de inscripción.

Actualmente, la producción de semilla de calidad superior proviene de un único huerto, que produce aproximadamente 150 kg de semilla por año. La creciente demanda, llevó a incorporar dos nuevos huertos que aún no están en producción.

El bajo porcentaje de germinación de las semillas, condujo a buscar otras alternativas para la producción de plantines. En la EEA Cerro Azul (INTA) se evaluaron numerosos factores involucrados en el enraizamiento de estacas de yerba mate, como reguladores de crecimiento (Mayol y Molina, 2004; Molina *et al*., 2017a), sustratos (Mayol y Molina, 2010; Molina *et al*., 2017b), material genético (Prat Kricun *et al*., 1986; Molina *et al*., 2017b). Además, se encontraron diferencias en la respuesta al enraizamiento según la época en la que se realiza el estaqueo. El manejo de estos factores permitió mejorar los porcentajes promedio de enraizamiento.

A partir del año 1975 se han ido definiendo parámetros como disposición, distancia y densidad de plantación, con el objetivo de facilitar la futura mecanización del cultivo. En los últimos años, ha aumentado el interés por la cosecha mecánica, y con ello el interés por materiales genéticos adaptados a ese manejo.

Desde el punto de vista sanitario, se avanzó en la identificación de los agentes causales de las principales enfermedades fúngicas. Además, se ha detectado sintomatología de tipo viral, confirmando la presencia de partículas virales a través de análisis moleculares. Asimismo, se avanzó en el conocimiento de la bioecología del taladro de la yerba mate y sus enemigos naturales, y se estableció un plan de manejo integrado (Ohashi *et al*., 2018), contribuyendo a evitar el uso indiscriminado de agroquímicos.

En el área de nutrición, Errecaborde (1973), determinó la proporción requerida entre los nutrientes minerales NPK, donde encontró que el nitrógeno es el nutriente que la planta de yerba mate necesita en mayor cantidad. Además encontró que la relación 4-1-1 de $N\text{-}P_2O_5\text{-}K_2O$ es la más apropiada y que el momento más adecuado para una fertilización completa es en noviembre. Sosa (1992) evaluó la relación del contenido de nutrientes en suelo y planta con la productividad de yerba mate. Con los datos obtenidos se establecieron niveles (muy bueno, bueno, regular y malo) de elementos químicos en el suelo, en relación con la productividad de la plantación. Finalmente, Sosa y González (2008) concluyeron que se debe ajustar la dosis en base al mantenimiento del estado nutricional del suelo en niveles donde la planta no encuentre limitantes en la disponibilidad de los nutrientes.

Estas investigaciones han contribuido a aumentar la eficiencia de la producción, destinadas a lograr la sostenibilidad del sistema

productivo (figura 6.48). Es importante avanzar en la búsqueda de alternativas, y generar mayor información como por ejemplo, en la respuesta productiva de la yerba mate asociada a especies arbóreas (nativas y exóticas) que pudiesen resultar promisorias, además de su efecto sobre las plagas e insectos benéficos, o en la degradación de los suelos.



Figura 6.48. Sistema de cultivo tradicional de yerba mate con prácticas tendientes a mejorar el manejo del suelo (cubiertas verdes y curvas de nivel). (Foto de los autores).

CUADRO 6

Con la mirada hacia el suelo: el efecto del reemplazo del bosque nativo y las prácticas de manejo de pinares en Misiones

Carolina P. Trentini[1], *Diego Gómez Pámies*[1], *Paula I. Campanello*[2]
[1]Instituto de Biología Subtropical, Universidad Nacional de Misiones - CONICET
[2]Centro de Estudios Ambientales Integrados, Facultad de Ingeniería, Universidad Nacional de la Patagonia San Juan Bosco

El reemplazo de bosques naturales por plantaciones forestales monoespecíficas es controversial, especialmente en regiones en donde aún quedan bosques primarios (Gibson *et al*., 2011), comprometiendo la conservación de la diversidad por la perdida de hábitats y modificando el funcionamiento de estos ecosistemas (e.i., Gatti *et al*., 2019; Zurita *et al*., 2006; Rocha *et al*., 2007). Si bien algunos trabajos sugieren que la transformación de un sistema forestal por otro es menos agresivo que, por ejemplo, un sistema agrícola, en términos de la similitud de su estructura vegetal (Filloy *et al*., 2010), el cambio de muchas especies leñosas a una es radical, por lo que la coexistencia con especies nativas, por ejemplo, en el sotobosque podría contribuir a atenuar el impacto y conservar algunas funciones ecológicas (e.g., Trentini *et al*., 2017; Chen *et al*., 2015). En Misiones, el 13,6% de la superficie provincial a sido convertida para uso forestal, siendo las coníferas las representantes del 86% de esa superficie (MA, 2017; SIFIP, 2016). Los bosques que son reemplazados forman parte de la ecorregión del Bosque Atlántico (BA), también denominada Selva Misionera, reconocida como uno de los *hotspots* de biodiversidad a nivel mundial (Myers *et al*., 2000). Si bien Argentina representa la parte minoritaria de la superficie original del BA, contiene uno de sus remanentes más conservados (Galindo-Leal y Câmara, 2003), ya que solo queda una pequeña porción de su superficie original (FVS y WWF, 2017). En el año 2010, en Misiones, se sancionó la ley de ordenamiento territorial de bosque nativo (XVI nº 105) restringiendo las áreas autorizadas a realizar conversiones; sin embargo, su superficie remanente, junto al estado de conservación de algunos de sus fragmentos, hacen que esta medida no sea suficiente para garantizar la conservación en el largo plazo. En este contexto, en áreas que ya fueron transformadas, es indispensable pensar en realizar manejos forestales permeables y compatibles con el desarrollo de especies nativas que contribuyan a la conservación de la biodiversidad (Hartley, 2002).

El suelo es un componente esencial del sistema como fuente de múltiples servicios ecosistémicos, como la nutrición vegetal y el soporte estructural, su rol como filtro y reservorio de agua, como secuestrador de carbono y gases de efecto invernadero, así como la conservación de los organismos que viven y se desarrollan en él (Dominati *et al*., 2010). El reemplazo de bosques naturales por plantaciones altera su estructura, al incrementar la compactación y la temperatura al ras del suelo y disminuir el contenido de agua (Trentini *et al*., 2017). El incremento de la compactación en plantaciones se asocia especialmente al uso de maquinarias (Håkansson *et al*., 1988; Hutchings *et al*., 2002; Batey, 2009) lo que, en algunos casos, puede tener consecuencias en la retención de agua y nutrientes, el intercambio de gases, el desarrollo

de la vegetación y la abundancia de meso y microorganismos del suelo (Battigelli *et al*., 2004; Unger y Kaspar, 1994; Conlin y Driessche, 2000).

El desarrollo vegetal en el sotobosque de plantaciones en Misiones de conversión reciente se asoció más con el recurso lumínico, ya que cuando se implementan manejos (como el raleo) que incrementan la radiación, aumenta la cobertura y riqueza vegetal a pesar de aumentar también la compactación del suelo (Trentini *et al*., 2017). En la figura 6.49 se ilustran los cambios en la composición de especies de plantas del sotobosque en bosque nativo y parcelas en pinares con y sin raleo en el norte de Misiones, siendo las parcelas de bosque aquellas más relacionadas con la riqueza y cobertura vegetal.

Los cambios en la composición vegetal generan modificaciones en las propiedades físicoquímicas y biológicas del suelo, debido a los exudados liberados a nivel de la rizósfera (Barrios *et al*., 2012; Broeckling *et al*., 2008; Jones *et al*., 2004) y por la influencia de la composición del mantillo en los primeros centímetros del suelo (por ej. Finzi *et al*., 1998; Kara y Bolat, 2008). En los bosques y plantaciones en Misiones, las características físico-químicas y biológicas del suelo difieren, y algunos de estos valores se relacionan con la conformación de sotobosque en cada sitio. En el caso del bosque, el contenido de agua, materia orgánica, carbono orgánico, nitrógeno y magnesio del suelo son las variables que se relacionan positivamente con estos ambientes. En contraparte, la densidad aparente se relaciona con las parcelas en pinares (figura 6.49). Todos estos cambios físicos y químicos, en su conjunto, contribuyen a modificar la estructura y funcionalidad de las comunidades del suelo (e.g., Faoro *et al*., 2010; Chen *et al*., 2015; Mendes y Tsai, 2018). En este caso, la riqueza de bacterias del suelo y la abundancia de los microartropodos en el mantillo, especialmente del orden Collembola, se asocian con las parcelas en los pinares, mientras que la riqueza de hongos y de colémbolos con las del bosque (figura 6.49). Interpretar los cambios que se dan en el ecosistema nos permite detectar las variables que son mas sensibles al disturbio y que están afectando en cascada a otros componentes, de manera de poder pensar en estrategias para revertirlas en pos de la conservación de la diversidad y sus funciones.

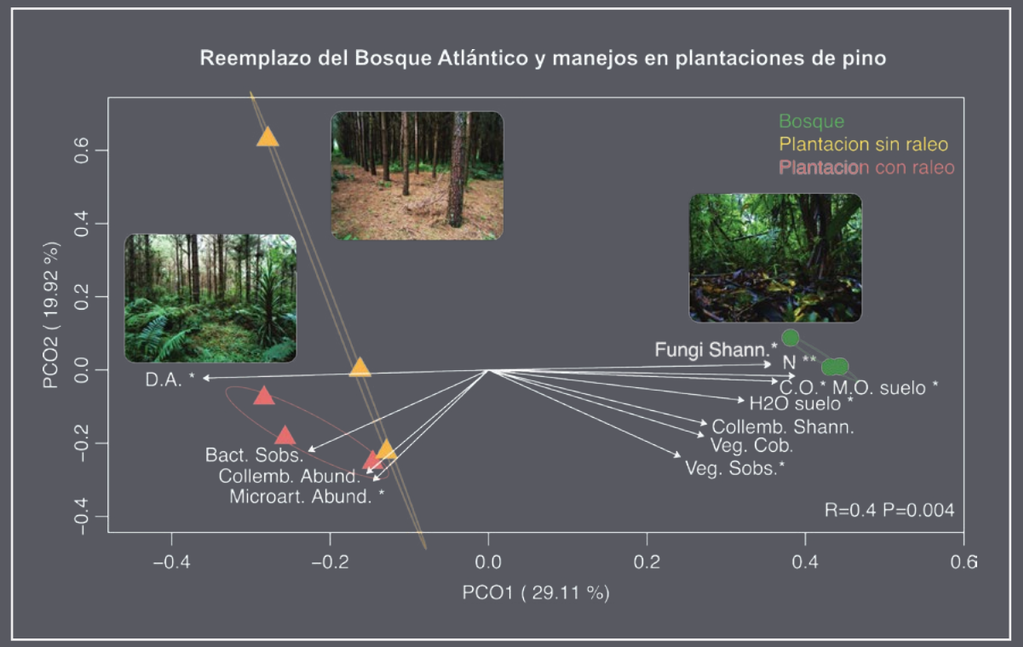


Figura 6.49. Análisis de Coordenadas Principales (PCoA) de sitios en plantaciones con raleo, sin raleo y en franjas de bosque nativo, ordenados por la composición de especies vegetales del sotobosque. Los colores representan diferentes tratamientos (n=3) y los elipses a ajustes del 95% confianza. En la parte inferior derecha del gráfico se muestran los valores R y P del Análisis PERMANOVA (9999 permutaciones). Las flechas indican la relación de las variables con el ordenamiento (P<0,1) del Análisis de Ajuste Ambiental (Envfit, R package). variables representadas: cobertura vegetal (Veg. Cob.), número de especies vegetales del sotobosque (Veg. Sobs.), contenido de carbono (C.O.), contenido de materia orgánica del suelo (M.O. suelo), nitrógeno total (N), contenido de agua del suelo (H2O suelo), densidad aparente (D.A.), índice de Shannon-Wiener para las unidades taxonómicas de hongos (Fungi Shann.) y de colémbolos (Collemb. Shann.), abundancia de microartrópodos (Microart. Abund.), abundancia de colémbolos (Collemb. Abund.) y número de unidades taxonómicas observadas de bacterias (Bact. Sobs.). Los asteriscos indican valores de P del análisis de ajuste ambiental inferiores a 0,05 (***P<0,001, **p<0,01, *P<0,05). Estos estudios fueron realizados en plantaciones pertenecientes a la empresa Pindo S.A.

CUADRO 7

Frutales silvestres manejados en Jardines del Periurbano de Puerto Iguazú.

Violeta Furlan
Instituto de Antropología de Córdoba, Centro Científico Tecnológico CONICET; Museo de Antropología, Facultad de Filosofía y Humanidades, Universidad Nacional de Córdoba

En Latinoamérica las formas que toma la agricultura familiar son muy variadas según las características culturales de la población. El modo de apropiación de la naturaleza de cada pueblo influye en el agroecosistema generado, tanto en la diversidad que contiene como en las formas de manejo (Paulus y Schlindwein, 2001; Toledo y Barrera Bassols, 2008). A partir de estos manejos y de la coexistencia de plantas y personas se generan entidades bioculturales situadas, con capacidad de transformarse mutuamente y por lo tanto al paisaje habitado (Lema, 2013). Se entiende por Sistema Agroforestal Familiar (SAF) a la combinación espacial y/o temporal de árboles con animales y cultivos agrícolas, manejado de diversas maneras por una familia, en un territorio particular (Torquebiau, 1992). Generalmente las familias que manejan estos sistemas basan sus estrategias de uso de la tierra a través de estrategias múltiples (Toledo y Barrera, 2009) y a partir de la combinación de diferentes criterios de selección, manejo y cultivo de especies (Casas *et al*., 1996).

Los SAF con manejo tradicional son relevantes desde el punto de vista de la conservación biocultural ya que en ellos se preservan elementos silvestres de la vegetación y fauna nativa, que interactúan con los cultivos y animales domésticos. A su vez, su composición y estructura son continuamente transformados de acuerdo a los propósitos de las personas que los manejan (Somarriba, 1992). En su mayoría son sistemas generados por agricultores familiares, basados en una diversidad de cultivos asociados en el tiempo y en el espacio. Su desarrollo se asienta en un profundo entendimiento de los elementos y las interacciones de la vegetación y el entorno, así como la estrecha relación con las personas que los manejan (Moreno Calles *et al*., 2010). Estos sistemas representan la cultura local dado que muestran los gustos, tareas, costumbres y creencias de una población en particular, visualizada a partir de las especies presentes, su estructuración en el espacio y las estrategias para su reproducción.

Los sistemas agroforestales se estructuran y mantienen en el tiempo por la realización constante de prácticas de manejo sobre las especies. Prácticas como la tolerancia, el fomento, la protección, trasplante y siembra de especies o individuos particulares, da lugar al mantenimiento selectivo de componentes de la vegetación silvestre, lo cual puede dar lugar a divergencias fenotípicas de acuerdo a los criterios de selección local y a procesos de domesticación (Casas *et al*., 1996). Las principales categorías utilizadas en este texto describen a la Tolerancia, que es entendida como la práctica de mantener individuos durante aclareos, podas o manejos anteriores y por tolerar nuevos individuos que crecen de manera espontánea en el área de manejo. El Trasplante que es un término que se utiliza en este contexto para referirse ejemplares que se establecieron naturalmente y son cambiados de sitio, o individuos que fueron tolerados y luego cambiados de sitio. Por último, la siembra es aplicada para nombrar a la propagación por semilla o vegetativa que implica establecer la especie en un sitio favorable para su germinación y crecimiento.

En Puerto Iguazú este tipo de prácticas de manejo se da en los sistemas agroforestales familiares que se encuentran en el periurbano de la ciudad. Sistemas que están en frontera y relación con áreas naturales protegidas de la Provincia como de la Nación. El periurbano de la región se caracteriza por actuar como "zona de transición" entre áreas netamente urbanas con áreas protegidas de alto nivel de Conservación. Las familias que forman parte de este entramado periurbano y que conforman sistemas agroforestales complejos, son de gran importancia para lograr los objetivos de conservación que la región se propone. Sus aportes desde el territorio son fundamentales para el manejo de la biodiversidad local. La importancia de esta tarea se pudo cuantificar para la ciudad a partir de una investigación realizada entre 2012 y 2017 (Furlan, 2017; Furlan *et al*., 2017). Es gracias a esta sistematización de la información que podemos destacar cuáles son las especies de la ciudad que están siendo aprovechadas y manejadas localmente. Del total de especies aprovechadas en la ciudad (398) 69 de ellas son frutales perennes, la mayor parte arbóreas y arbustivas. Las familias predominantes son Rutaceae (12 especies); Myrtaceae (11 especies) y Rosaceae (6 especies) (figura 6.50).



Figura 6.50. Algunos frutales nativos de importancia en Puerto Iguazú. Familia Myrtaceae. (Foto: Violeta Furlan).

Las principales prácticas de manejo registradas para los frutales en Puerto Iguazú incluyeron una mayor proporción de especies que sufren prácticas de siembra (40%), tolerancia (30%) y trasplante (14%), según los criterios de utilizados por Casas *et al*. (1996) y Blancas (2013). Las prácticas de manejo de la diversidad local son llevadas a cabo principalmente por mujeres, quienes son "las encargadas" dentro de las unidades domésticas del cuidado de las plantas.

Las especies frutales con mayor cantidad de prácticas de manejo asociadas son pitanga (*Eugenia uniflora*) y pindó (*Syagrus rommanzoffiana*). El análisis de la cantidad de prácticas de manejo asociadas a una especie es útil para pensar cuáles son los elementos del sistema que están siendo presionados por el manejo. Sin embargo conocer cuáles son esas prácticas (según la complejidad de las mismas) y en qué proporción afectan a una especie permite visualizar la intensidad de manejo de la especie y a la vez, si está siendo sometida hacia una presión de selección particular. Las especies nativas con mayor intensidad de manejo son pitanga (*Eugenia uniflora*), mamón (*Carica papaya*), cocú (*Allophylus edulis*), guayaba (*Psidium guajava*), güembé (*Philodendron bipinnatifidum*), araticú de monte (*Rollinia emarginata*), yvapurú (*Plinia peruviana*), guabirá (*Campomanesia xanthocarpa*) pindó (*Syagrus rommanzoffiana*) y jacaratiá (*Jacaratia spinosa*) (figura 6.51).



Figura 6.51. Manejo de especies frutales nativas del Bosque Atlántico en Jardines. Ordenadas de izquierda a derecha: a) Tolerancia b) Trasplante c) Siembra. (Fotos: Violeta Furlan).

En los jardines de América Latina casi la mitad de las especies son alimenticias, siendo la mitad de ellas frutas (Pulido *et al*., 2008). En la mayor parte de estos también son las mujeres las que se dedican principalmente a la tarea del cultivo, selección y manejo. La importancia de las frutas en la dieta de pobladores del Bosque Atlántico ya fue mencionada entre pobladores caiçaras por Giraldi y Hanazaki (2014) y para descendientes de polacos por Kujawska y Luczaj (2015). Keller (2008) también resalta su presencia y manejo en el peri-domicilio para poblaciones Mbya-guaraní y asimismo lo hace Stampella (2015) para pobladores criollos del sur de Misiones. Martinez-Crovetto (1968) ya había destacado la importancia de los frutales silvestres comestibles para los pobladores locales. La importancia urbana de este grupo de plantas permite dar cuenta de algunos de los aportes de la agricultura familiar periurbana en relación a la conservación de la diversidad botánica regional.

CUADRO 8

Recuperando los árboles nativos sobre las riberas de los arroyos en la selva Misionera

Manuel Marcelo Jaramillo; Jonatan Villalba; Claudia Amicone; Mayra Milkovic
Fundación Vida Silvestre Argentina

El municipio de Comandante Andresito está ubicado en el noreste de la provincia de Misiones, a 60 kilómetros aguas arriba de las Cataratas del Iguazú. Representa una zona de gran valor para la conservación, ya que, conecta los Parques Nacionales Iguazú de Argentina y Brasil, y los Parques Provinciales Urugua-í y Guardaparque Horacio Foerster. A su vez, cuenta con una superficie rural que, en los casos en donde aún se conservan remanentes de bosque nativo, funciona como corredor de biodiversidad. Si, además, se toman en cuenta las zonas de producción, Andresito se convierte en una zona buffer de las áreas protegidas nacional, provincial e internacional.

Sin embargo, desde el inicio de su proceso de colonización -en los tempranos 80'- se promovió la conversión de la selva a áreas de cultivo con la finalidad de establecer poblaciones rurales en el área y asegurar la soberanía nacional. La falta de apoyo técnico apropiado y la carencia de incentivos para la producción agroecológica ha llevado a que hoy -cuarenta años más tarde- gran parte de esta zona de chacras haya perdido notablemente la capacidad productiva de los suelos y, por ende, el proceso de deforestación y habilitación de nuevas áreas de cultivo se mantenga activo.

En las chacras más pequeñas –entre 20 y 50 ha este proceso es más notorio, ya que, las familias que las ocupan avanzaron sobre la selva que las cubría, a medida que su número de miembros aumentaba y que los suelos de las áreas transformadas a cultivos –mayormente de tabaco- se empobrecían. En muchas de estas chacras el proceso de deforestación o degradación de la selva llegó hasta el mismo borde de los arroyos que las atraviesan.

A su vez, los períodos de sequía y lluvias intensas son cada vez más comunes en Misiones, producto del cambio climático global. La deforestación de los bordes de arroyos se presenta, entonces, como una gran amenaza para la regulación de la cantidad y calidad de agua disponible para el desarrollo de las actividades humanas de la región. Por otro lado, la pérdida de estos ambientes riparios implica una disminución en la conectividad de las áreas naturales protegidas y los remanentes de selva que aún se conservan en las propiedades privadas.

En el año 2008 la Fundación Vida Silvestre Argentina, con el apoyo del Comité Holandés de la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (UICN-NL) y de la Organización Mundial de Conservación (WWF), inició el proceso de plantación de árboles de especies nativas sobre las riberas de arroyos desforestados en chacras de pequeños productores de la Provincia de Misiones, en la ecorregión de la Selva Paranaense (figuras 6.52 y 6.53).

En primer lugar, a partir del análisis cartográfico y de remanentes de bosques nativos, se identificaron los sectores de bordes de arroyos desforestados que presentaban mayor urgencia y oportunidad para ser recuperados. Para ello

se utilizaron variables como proximidad a los parches de bosques remanentes, a las áreas naturales protegidas, a los accesos vehiculares, a la longitud del arroyo a reforestar, entre otras.

A partir del análisis catastral se identificaron los lotes donde se concentraban lo sectores a recuperar y se desarrolló un proceso de extensión forestal para lograr el interés de los propietarios en sumarse al proyecto. Los propietarios en general disponían de chacras de entre 20 a 50 hectáreas, muchos linderos entre sí y principalmente dedicados al cultivo del tabaco, la plantación de yerba mate o la ganadería vacuna a baja escala.

Confirmado el interés se acordó el ancho del arroyo a recuperar, el cual varió en relación a la disponibilidad de los productores, a la superficie de sus chacras, pero siempre por encima del especificado por la legislación vigente que determina que la cobertura forestal debe mantenerse en un ancho no menor a tres veces el ancho del arroyo.

La Fundación Vida Silvestre Argentina proveyó los plantines de especies nativas de hasta 32 especies diferentes, para lo cual articulo con la Facultad de Ciencias Forestales de la Universidad Nacional de Misiones el acceso a semillas certificadas y al conocimiento para la viverización. Gran parte de los plantines fueron producidos en el vivero de plantas nativas de la Reserva de Vida Silvestre Urugua-í que administra la Fundación Vida Silvestre Argentina.

Además de la asistencia técnica, los productores recibieron insumos para cercar el área bajo recuperación y evitar el ingreso del ganado. A su vez, un estipendio financiero fue entregado como donación con cargo a su compromiso de instalar las cercas, realizar la plantación y las tareas de mantenimiento y desmalezado.

Inicialmente se presentó al Ministerio de Agricultura, Ganadería y Pesca de la Nación (MINAGRI), y en el marco de la Ley n° 25.080 de Inversiones para Bosques Cultivados, una solicitud de subsidio no reembolsable bajo la modalidad de Pequeño Productor Agrupado. Allí, se previó la instalación de 40 ha de plantaciones de especies nativas varias, en macizo, y 30 ha en enriquecimiento de bosque nativo entre 2009 y 2010. Luego de 6 años de gestiones algunos de los productores recibieron el aporte no re-rembolsable por las plantaciones realizadas en 2009. Pero por fallas en los procesos administrativos la plantación de 2010 nunca recibió la visita de los certificadores y no accedió al subsidio. A partir de esta experiencia se desistió de la presentación de planes en las plantaciones subsiguientes, ya que el proceso demandaba la recopilación de gran cantidad de información por parte de los pobladores locales y el acceso al financiamiento posterior, en el único caso en el que se concretó, era fuertemente impactado por la devaluación y no implicaba un estímulo importante.

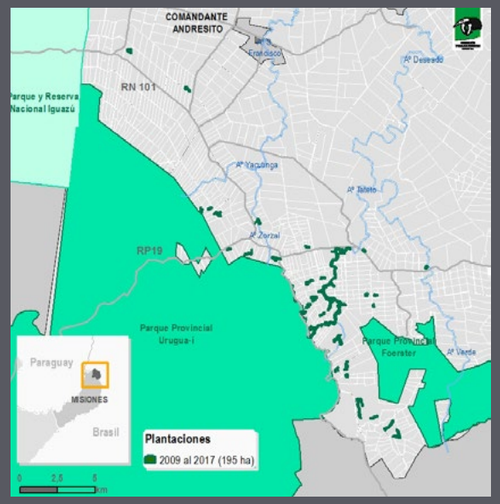


Figura 6.52. Área del proyecto y detalle de los bordes de arroyos en proceso de recuperación de la cobertura forestal nativa entre 2009 y 2017.



Figura 6.53. Estudiante de la Carrera de Ingeniería Forestal de la Universidad Nacional de Misiones, realizando actividades de voluntariado en la plantación de árboles nativos sobre bordes de arroyos desforestados.

Al aporte original de UICN se sumó el apoyo del banco HSBC, en el marco de su programa internacional de agua, y luego de 10 años de trabajo se inició y consolidó el proceso de recuperación forestal nativa de poco más de 200 hectáreas de bordes de arroyos en alrededor de 90 chacras de pequeños productores, con beneficios adicionales como la mejora en la calidad y cantidad de agua que proveen los arroyos en sus chacras. En convenio con la Universidad Nacional de Misiones, se instalaron estaciones de aforo en las cuales se ha empezado a monitorear la cantidad y calidad de agua que fluye por los arroyos en proceso de restauración forestal.

Este proceso demuestra que la recuperación del bosque nativo, y de parte de sus servicios ambientales, es posible y que puede alcanzarse con un trabajo de largo plazo, recursos y capacidad técnica adecuada y – sobre todo- implementando adecuadamente tareas de extensión Forestal.

CUADRO 9

Experiencia de recuperación de bosques de protección de cursos de agua en los arroyos Pomar y Tabay, Misiones.

Sara Regina Barth; Miguel Ángel Correa.
Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria EEA Montecarlo

Con el fin de recomponer fajas de vegetación permanente establecidas por ley se instalaron parcelas demostrativas de recuperación a través de dos metodologías: plantación mixta de especies nativas (arroyo Pomar, Eldorado) y técnicas de nucleación (Arroyo Tabay, Jardín América). El objetivo principal en estas parcelas era identificar especies nativas, adaptables a la recuperación de bosques protectores y de crecimiento tal que permitan el establecimiento de una rápida cubierta protectora del suelo lindante a los cursos de agua.

En el arroyo Pomar se analizó el comportamiento de once especies arbóreas con el objetivo de seleccionar aquellas potencialmente tolerantes a encharcamientos y/o inundaciones temporarias, lo que permitiría su uso en programas de recomposición de bosques protectores en márgenes de cursos de agua. Se realizó una plan- tación mixta de especies pioneras o secundarias iniciales y secundarias tardías. En la selección de especies se consideró a las familias más repre- sentativas en la cuenca bajo estudio, determi- nadas en un estudio fitosociológico previo. Con el fin de favorecer a la fauna de la región fueron incluidas especies frutales nativas. Las especies seleccionadas fueron: *Anadenanthera colubrina* (Curupay), *Enterolobium contortisiliquum* (Timbó), *Parapiptadenia rigida* (Anchico colorado), *Peltophorum dubium* (Cañafístola), como especies pioneras o secundarias iniciales (BDT.1990) y *Bastardiopsis densiflora* (Loro blanco), *Cedrela fissilis* (Cedro), *Handroanthus heptaphyllus* (Lapacho negro), *Campomanesia xanthocarpa* (Guabirá), *Eugenia involucrata* (Cerella), *Eugenia uniflora* (Pitanga), y *Nectandra lanceolata* (Laurel amarillo), como especies secundarias tardías (BDT. 1990). Ante la escasa sobrevivencia inicial de *Nectandra lanceolata*, esta fue reemplazada por C*ordia trichotoma* (Loro negro o Peteribí). Se utilizó un diseño experimental aleatorizado con 3 repeticiones empleando una consociación de especies en módulos de pioneras o secunda- rias iniciales, y secundarias tardías ubicadas en forma de anillos concéntricos de cada estadío sucesional. En cuanto al espaciamiento, la distancia entre plantas fue 2 metros y entre filas 3 metros, lo que se correspondería con una densidad de 1666 plantas por hectárea.

La preparación del terreno consistió en macheteo de las malezas existentes, predominantemente gramíneas, y coronamiento manual de 50 cm de diámetro por planta. Para la implantación se realizaron hoyos de 20 cm de diámetro y 30 cm de profundidad en los cuales se introdujo las plantas viverizadas en macetas plásticas de 1 litro. El tiempo de viverización fue de 7 meses. El mantenimiento posterior de las parcelas consistió en macheteadas mecanizadas, coronamiento de plantas y evaluación de aparición de plagas, (hormigas y babosas). Transcurridos 30 meses desde la implantación, las especies más destacadas fueron *Enterolobium contortisiliquum* (Timbó), *Cordia trichotoma* (Peteribí), *Peltophorum dubium* (Cañafístola), *Bastardiopsis densiflora* (Loro blanco) y *Cedrela fissilis* (Cedro), seguidas por *Handroanthus heptaphyllus* (Lapacho negro), *Parapiptadenia rigida* (Anchico colorado) y *Anadenanthera colubrina* (Curupay). El grupo de menor desempeño, en las condiciones del presente ensayo fue el de las especies arbóreas frutales.

Considerando la apreciación efectuada a los 30 meses, con la excepción de Bastardiopsis densiflora, ninguna de las especies ensayadas logró ocupar más del 40% del espacio de 6 m^2 que fue destinado a cada planta. Es decir, a la densidad ensayada, 2 m por 3 m, no ocuparon totalmente su espacio y por ende no cumplieron con el papel de cobertura esperado. No obstante, es destacable el aumento de biodiversidad ocurrido en el sotobosque, (figura 6.54), hecho que colabora en minimizar los efectos dañinos de la lluvia sobre el suelo descubierto. El no haber alcanzado el grado de cobertura esperado indica la necesidad de trabajar a futuro con densidades mayores, siendo una alternativa sugerible un espaciamiento de 2 m entre filas y 1,5 m entre árboles, donde de ser necesario, en caso de competencia excesiva, realizar raleos posteriores.

Dado el alto costo de implementación de esta metodología, lo que da lugar a fracasos frecuentes, en el arroyo Tabay, se optó por comprobar el funcionamiento de técnicas nucleadoras de recuperación de ecosistemas degradados. A través de un conjunto de prácticas se trabajó con insumos mínimos, minimizando por ende los costos. Para el diseño del área demostrativa se contó con antecedentes de otras experiencias realizadas (Reis *et al*., 2003 y Petene Calvi, 2006), con el asesoramiento técnico del INTA y la colaboración del Comité de Cuencas del arroyo Tabay, vinculando a municipios, empresas, productores y cooperativas a las que se hallan asociados.

Primeramente, se realizó un diagnóstico de la situación inicial a fin de planificar estrategias diferenciadas a cada situación en particular. Se evaluó el banco de semillas del área, la lluvia de semillas proveniente de áreas aledañas y la regeneración natural (de existir). En base a ello, cuando fue necesaria la intervención para acelerar el proceso de sucesión natural, se planteó la instalación de los módulos de recuperación. Es importante remarcar el hecho de que no se trabajó con la totalidad del área a recuperar. Los módulos de nucleamiento ocuparon aproximadamente el 25% del área total a recuperar (2500 m^2 por hectárea). El objetivo de los mismos fue proveer la futura conectividad entre remanentes naturales del paisaje, al permitir a los flujos naturales expresarse y restablecer una serie de procesos y contextos del sistema como un todo, se dio lugar a eventualidades e imprevisibilidades, el módulo de nucleamiento no será una estructuración rígida e inamovible.

En determinados sectores, los núcleos ocuparon tan solo el 6% del área de la parcela nucleadora (figura 6.55). El módulo instalado estuvo compuesto por dos agrupamientos de residuos forestales para abrigo de la fauna (18 m^2), diez subparcelas de "transposiciones de suelo" (20 m^2) y dieciséis grupos de Anderson (80 m^2), además de tres subparcelas de siembra directa por lluvia de semillas provenientes de colectores artificialesdesemillasinstaladosenremanentes boscosos cercano, una percha muerta de Pino (obtenida por proceso de anillado) y 6 árboles perchas vivas de azota caballo (*Luehea divaricata*) y aguaribay (*Schinus molle*); arbustos como tutiá (*Solanum sisymbriifolium*), Buba blanca (*Conyza* sp) y enredaderas campanita (*Ipomea indica*). Los Grupos de Anderson estuvieron compuestos por 5 plantas cada uno.

El 94% restante de la superficie pasó a constituir un espacio para que la sucesión natural converja

a través del tiempo en múltiples equilibrios ecológicos. Como tratamiento cultural, se aplicó limpieza apenas dentro del grupo de mudas a implantar y no en el área total (salvo un desbrozado inicial para controlar la excesiva cobertura de gramíneas que dificultarían la adaptación de las demás especies). Se permitió así la expresión de la regeneración natural en los espacios entre grupos, lugares que recibirán además los beneficios de los demás componentes del nucleamiento. Si bien se considera importante la plantación de árboles nativos, esta actividad no se realizó en el área total sino en núcleos (grupos de Anderson), aumentando la complejidad del área como ocurre en la naturaleza. Para la implantación de mudas de especies arbóreas se empleó aquellas que fueron detectadas como de ocurrencia natural en la región, privilegiando a aquellas que poseen menores chances de llegar al área de recuperación a través de vectores naturales. Se implantaron ejemplares de *Cordia americana* (Guayubira), *Helietta apiculata* (Canela de venado), *Ingá afinis* (Ingá), *Handroanthus albus*

(Lapacho amarillo), *Luehea divaricata* (azota caballo), *Ilex paraguariensis* (yerba mate), *Schinus molle* (Aguaribay), *Parapiptadenia rigida* (Anchico colorado) y *Pinus taeda* (empleado como especie de protección de especies susceptibles a heladas y como perchas muertas provocando su mortalidad por anillamiento.

Respecto a la evaluación al cuarto año tras la instalación de las parcelas demostrativas se puede destacar que los grupos de Anderson presentaron un 81,8% de establecimiento de especies. Las cuatro parcelas de translocación de suelo han permitido el establecimiento de nuevas especies. Las parcelas de siembra con *Ateleia* sp. produjeron un 40% de establecimiento de plantas. Los percheros vivos (*Schinus molle*) han permitido el establecimiento de pioneras apetecidas por los pájaros como *Allophillus edulis* y *Schinus molle* (aunque las plantas aún no fructificaran), también ingresó *Luehea divaricata.* Los percheros muertos permanecieron el primer año sin establecimiento de especies por lo que al segundo año fueron eliminados. Se requiere un mayor período de evaluación de las parcelas. En líneas generales la supervivencia superó el 60%, siendo mayor en guayubira, Canela de venado, lapacho y anchico colorado.



Figura 6.54. Evolución de parcela de recuperación Arroyo Pomar, Eldorado, Misiones a 2,5 años desde la implantación delos ejemplares arbóreos. Fotos: Sara Barth, Beatriz Eibl.



Figura 6.55. Vista de distintos sectores de las parcelas demostrativas de la Cuenca del Arroyo Tabay, Jardín América, Misiones. Fotos: Miguel Correa.

Bibliografía

Adger, W.N. 2006. Vulnerability. Global environmental change 16(3), 268-281.

Agostini, I., Holzmann, I., Di Bitetti, M.S. 2010. Are howler monkey species ecologically equivalent? Trophic niche overlap in syntopic Alouatta guariba clamitans and Alouatta caraya. American Journal of Primatology: Official Journal of the American Society of Primatologists 72(2), 173-186.

Agostini, I., Pizzio, I., De Angelo, C., Di Bitetti, M.S. 2015. Population status of Primates in the Atlantic Forest of Argentina. International Journal of Primatology 36, 244–258.

Alcántara, J.M., Rey, P.J., Valera, F., Sánchez-Lafuente, A.M. 2000. Factors shaping the seedfall patternof a bird dispersed plant. Ecology 81(7), 1937-1950.

Alcántara, J.M., Vera, N., L Szczipanski, L., Eibl, B. Rios, R. 1997. Análisis de la dispersión de semillas de Cedrela fissilis en el bosque nativo de Misiones. Yvyraretá, País de árboles 8, 16-21.

Almeida Neto, M., Campassi, F., Galetti, M., Jordano, P., Oliveira Filho, A. 2008. Vertebrate dispersal syndromes along the Atlantic forest: broad scale patterns and macro ecological correlates.Global Ecology and Biogeography 17(4), 503-513.

Alves Alonso, M.T. 1977. Vegetação. En: Velloso Galvão, M. (ed.), Geografia do Brasil: Região Sul (Volume 5). Fundação Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (SERGRAF-IBGE), Rio de Janeiro, Brasil, pp. 81-109.

Alves-Costa, C.P., Eterovick, P.C. 2007. Seed dispersal services by coatis (Nasua nasua, Procyonidae) and their redundancy with other frugivores in southeastern Brazil. Acta Oecologica 32, 77–92.

Ambrosetti, J.B. 1894. Los indios Cainguá del Alto Paraná. Boletin del Instituto Geográfico Argentino 15, 661-774.

Ambrosetti, J.B. 2008. Primer y segundo viaje a Misiones. Editorial Albatros, Bs. As., Argentina, 320 .

Anderson, M.L. 1953. Plantación en grupos espaciados. Unasylva 7(2), 61-70.

Araujo Abreu, A. 2007. Técnicas de Nucleção na Restauração de Áreas Pertubadas. Dossiê Técnico. Fundação Centro Tecnológico de Minas Gerais (CETEC). Minas Gerais. Brasil. Serviço Brasileiro de Respostas Técnicas (SBRT). http://www.sbrt.ibict.br.

Araujo, J.J., Keller, H.A., Hilgert, N.I. 2017. Management of Pindo palm *Syagrus romanzoffiana* (Cham.) Glassman, (Arecaceae) to produce Coleoptera edible larvae among the Guaraníes of northeastern Argentina. Ethnobiology and Conservation 7(1), 1-18.

Arenhardt, E.H. 2010. Inicios de la organización del espacio geográfico de Misiones. Revista Científica de Geografía. GeoUSAL 5(9).

Areta, J.I., Bodrati, A., Cockle, K. 2009. Specialization on Guadua bamboo seeds by three bird species in the Atlantic Forest of Argentina. Biotropica 41(1), 66-73.

Areta, J.I., Bodrati, A., Cockle, K. 2016. Un panorama de las aves especialistas en bambúes de la Argentina. En: Rúgolo, Z.E. (eds.), Bambúes leñosos nativos y exóticos de la Argentina. Instituto de Botánica Darwinion, Bs. As., Argentina., 221–236pp

Arzeno, M., Ponce, M. 2010. El conflicto sin fin. Negociaciones y disputas en torno a la aplicación del Plan de Arraigo y Colonización en tierras privadas del nordeste de Misiones. En: El desarrollo y sus lógicas en disputa en el norte argentino. Ediciones CICCUS, Bs. As., Argentina, . 71-90.

Asquith N M. 2002. La dinámica del bosque y la diversidad arbórea. En: Guariguata, M.R. Katan G.H. (eds.), Ecología y conservación de Bosques Neotropicales. Ediciones Lur, Cartago, Costa Rica, 377-406pp.

Avigliano, E., Schenone, N. 2016. Water quality in Atlantic rainforest mountain rivers (South America): quality indices assessment, nutrients distribution, and consumption effect. Environmental Science and Pollution Research 23(15), 15063-15075.

Baggio, A.J., Montoya Vilcahuaman, L.J., Correa, G. 2008. Arborização da cultura da erva-mate: aspectos gerais, resultados experimentais e perspectivas. Embrapa Florestas, Brasilia, Brasil, 24 .

Bai, S.H., Trueman, S.J., Nevenimo, T., Hannet, G., Bapiwai, P., Poienou, M., Wallace, H.M. 2017. Effects of shade-tree species and spacing on soil and leaf nutrient concentrations in cocoa plantations at 8 years after establishment. Agriculture, ecosystems environment 246, 134-143.

Balée, W. 2006. The research program of historical ecology. Annual Review of Anthropology 35, 75-98.

Banda, K., Delgado-Salinas, A., Dexter, K.G., Linares-Palomino, R., Oliveira-Filho, A., Prado, D., Pullan, M., Quintana, C., Riina, R., Rodríguez, G.M. Weintritt, J. 2016. Plant diversity patterns in neotropical dry forests and their conservation implications. Science. 353(6306), 1383-1387.

Barbosa, L.M. 2006. Recuperação florestal de áreas degradadas no estado de São Paulo: histórico, situação atual y projeções. En: Barboza, L.M. (Coord.) Manual para recuperação de áreas degradadas do Estado de São Paulo: Matas ciliares do interior Paulista. Instituto de Botânica de São Paulo, São Paulo, Brasil, 4-26.

Barrera, M., Fassola, H., Frangi, J., Caccavari, M., Dome, E., Del Fueyo, G., Fernández, R., García, N., Ezpeleta, L., Becerra, C., Gauchat, M., Ferrere, P. 2002. Biología reproductiva de *Araucaria angustifolia* (Bert.) O Ktze. y su aplicación al manejo de plantaciones en la provincia de Misiones. En: Informe Técnico N° 36. EEA-INTA Montecarlo, Misiones, Argentina, 67.

Barrios, E., Sileshi, G.W., Shepherd, K., Sinclair, F. 2012. Agroforestry and soil health: linking trees, soil biota and ecosystem services. Soil ecology and ecosystem services, 315-330.

Bascompte, J., Jordano, P. 2007. Plant-animal mutualistic networks: the architecture of biodiversity. Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics 38, 567-593.

Batey, T. 2009. Soil compaction and soil management –a review. Soil use and management 25(4), 335-345.

Batista, J.L., Maguire, D.A. 1998. Modeling the spatial structure of tropical forests. Forest Ecology and Management 110(1-3), 293-314.

Battigelli, J.P., Spence, J.R., Langor, D.W., Berch, S.M. 2004. Short-term impact of forest soil compaction and organic matter removal on soil mesofauna density and oribatid mite diversity. Canadian Journal of Forest Research, 34(5), 1136-1149.

Bauni, V., Anfuso, J., Schivo, F. 2017. Mortalidad de fauna silvestre por atropellamientos en el Bosque Atlántico del Alto Paraná, Argentina. Revista Ecosistemas 26(3): 54-66.

Baur, G.N. 1964. The ecological basis of rain forest management. Forestry commission of New South Wales, Sydney, Australia, 500.

Bawa, K.S. 1990. Plant-pollinator interactions in tropical rain forests. Annual review of Ecology and Systematics 21(1), 399-422.

Bechara, F.C. 2006. Unidades demonstrativas de restauração ecológica através de técnicas nucleadoras: Floresta Estacional Semidecidual, Cerrado e Restinga. Tese de Doutorado. Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, University of São Paulo, Piracicaba, Brasil.

Bechara, F.C., Campos Filho, E.M., Barretto, K.D., Antunes, A.Z., Reis, A. 2005. Nucleação de diversidade ou cultivo de árvores nativas? Qual paradigma de restauração. En: Anais Simpósio Nacional e Congresso Latino-americano sobre Recuperação de Áreas Degradadas. Sociedade Brasileira de Recuperação de Áreas Degradadas, Curitiba, Brasil, 355-363.

Belingheri, L.D., Prat Kricun, S.D. 1992. Selección de plantas. En: Resúmenes I Curso de Capacitación de Yerba Mate. EEA-INTA Cerro Azul, Misiones, Argentina, pp.17-21.

Bello, C., Galetti, M., Pizo, M.A., Magnago, L.F.S., Rocha, M.F., Lima, R.A., Peres, C.A., Ovaskainen, O., Jordano, P. 2015. Defaunation affects carbon storage in tropical forests. Science advances 1(11), e1501105.

Benítez-López, A., Alkemade, R., Schipper, A.M., Ingram, D.J., Verweij, P.A., Eikelboom, J.A.J., Huijbregts, M.A.J. 2017. The impact of hunting on tropical mammal and bird populations. Science 356, 180-183.

Biganzoli, F., Múlgura de Romero, M.E. 2004. Inventario florístico del Parque Provincial Teyú Cuaré y alrededores (Misiones, Argentina). Darwiniana 42, 1-24.

Biloni, S.J. 1990. Arboles autóctonos argentinos: De las selvas, bosques y montes de la Argentina. Tipográfica Editora Argentina, Bs. As., Argentina, 335 .

Blancas J.J. 2013. Factores ecológicos, socioculturales y tecnológicos que influyen en el manejo y domesticación de plantas en comunidades indígenas del Valle de Tehuacán. Tesis Doctoral de la Universidad Autónoma de México.

Blundo, C., Gasparri, N.I., Malizia, A., Clark, M., Gatti, G., Campanello, P.I., Grau, H.R., Paolini, L., Malizia, L.R., Chediack, S.E., MacDonagh, P. Goldstein, G. 2018. Relationships among phenology, climate and biomass across subtropical forests in Argentina. Journal of Tropical Ecology 34(2), 93-107.

Bodmer, R.E., Eisenberg,J.F., Redford, K.H. 1997.Hunting and the likelihood of extinction of Amazonian mammals. Conservation Biology 11(2): 460-466.

Bodrati, A., Cockle, K. 2006. Habitat, distribution, and conservation of Atlantic forest birds in Argentina: notes on nine rare or threatened species. Ornitología Neotropical 17, 243-258.

Bogoni, J.A., Rodrigues Pires, J.S., Graipel, M.E., Peroni, N., Peres, C.A. 2018. Wish you were here: How defaunated is the Atlantic Forest biome of its medium- to large-bodied mammal fauna? PLoS ONE 13(9): e0204515.

Bolsi, A., Longhi, F., Meichtry, N., Paolasso, P. 2009. Ámbito regional, interrogantes y conjeturas: el territorio del Norte Grande Argentino como contexto de la pobreza. Geografía de la pobreza en el Norte Grande Argentino, 123-171.

Botero Cortés, L.F. 2004. Manual de industrialización del bambú. Compymefor. Red de Instituciones de Desarrollo Tecnológico de la Industria de la Madera - Secretaría de Agricultura, Ganadería, Pesca y Alimentos - Unión Europea, Bs. As., Argentina, 92.

Bravo-Oviedo, A., Pretzsch, H., Ammer, C., Andenmatten, E., Barbati, A., Barreiro, S., Brang, P., Coll, L., Corona, P., den Ouden, J., Ducey, M.J., Forrester, D.I., Giergiczny, M., Jacobsen, J.B., Lesinski, J., Löf, M., Mason, B., Matovic, B., Metslaid, M., Morneau, F., Motiejunaite, J., O'Reilly, C., Pach, M., Ponette, Q., del Rio, M.,Short, I.,Skovsgaard, J.P., Soliño, M., Spathelf, P., Sterba, H., Stojanovic, D., Strelcova K., Svoboda, M., Verheyen, K.,von Lüpke, N., Zlatanov, T. 2014. European mixed forests: definition and research perspectives. Forest Systems 23(3), 518-533.

Brockerhoff, E.G., Jactel, H., Parrotta, J.A., Ferraz, S.F. 2013. Role of eucalypt and other planted forests in biodiversity conservation and the provision of biodiversity-related ecosystem services. Forest Ecology and Management 301, 43-50.

Broeckling, C.D., Broz, A.K., Bergelson, J., Manter, D.K., Vivanco, J.M. 2008. Root exudates regulate soil fungal community composition and diversity. Applied and environmental microbiology, 74(3), 738-744.

Brokaw, N.V. 1985. Gap phase regeneration in a tropical forest. Ecology 66(3), 682-687.

Bueno, A., Baruch, Z. 2011. Soil seed bank and the effect of needle litter layer on seedling emergence in a tropical pine plantation. Revista de biologia tropical 59(3), 1071-1079

Bulfe, N., Rivero, L., Teresczcuch, M., Mac Donagh, P. 2007. Efecto del relieve y la intensidad de tránsito en cosecha sobre la dinámica de la regeneración natural de un bosque neotropical en Misiones, Argentina. Ciência Florestal 17(3), 229-238.

Bulfe, N.M.L., Galvão, F., Figueiredo Filho, A., Mac Donagh, P. 2009. Efeitos da exploração convencional e de impacto reduzido em uma floresta estacional semidecidual na província de Misiones, nordeste da Argentina. Floresta 39(2), 365-379.

Burkart, R. 1993. Parque Provincial Cruce Caballero. Plan de Manejo para la Producción Sostenible de Semilla de forestales nativas y la conservación de recursos genéticos. Informe final, C.F.I.- Gobierno de la Provincia de Misiones, Misiones, Argentina, 45.

Cabanne, G.S., Zurita, G.A., Seipke, S.H., Bellocq, M.I. 2007. Range expansion, density and conservation of the *Araucaria Tit-spinetail Leptasthenura setaria* (Furnariidae) in Argentina: the role of araucaria *Araucaria angustifolia* (Araucariaceae) plantations. Bird Conservation International 17(4), 341-349.

Cabrera, A.L. 1971. Fitogeografía de la república Argentina. El Boletín de la Sociedad Argentina de Botánica 14, 1-42.

Cabrera, A.L. 1976. Regiones fitogeográficas argentinas. En: Kugle, W.F. (ed.), Enciclopedia Argentina de Agricultura y Jardinería (2da. ed, Tomo 2, Fascículo 1). ACME, Bs. As., Argentina, 85.

Caccavari, M., Dome, E., Del Fueyo, G., Gauchat, M.E. 2001. Biología reproductiva de Araucaria angustifolia. Estudios palinológicos: viabilidad del polen, fertilización, Fenología de la polinización. Relatorio PROYECTO IPGRI: Conservación, manejo y uso sostenible de forestas con *Araucaria angustifolia*. Challenges in managing forest genetic resource for livelihoods: examples from Argentina and

Brazil. International Plant Genetic Resources Institute, GTZ. Curitiba, Inédito, 20.

Campanello P.I., Montti L., MacDonagh P., Goldstein G. 2009. Reduced-impact logging and post-harvest management in the Atlantic forest of Argentina: alternative approaches to enhance regeneration and growth of canopy trees. En: Grossberg, S.P. (ed.), Forest Management. Nova Science Publishers, New York, pp. 39-59.

Campanello, P.I., Garibaldi, J.F., Gatti, M.G., Goldstein, G. 2007a. Lianas in a subtropical Atlantic Forest: host preference and tree growth. Forest Ecology and Management 242(2-3), 250-259.

Campanello, P.I., Gatti, M.G., Ares, A., Montti, L., Goldstein, G. 2007b. Tree regeneration and microclimate in a liana and bamboo-dominated semideciduous Atlantic Forest. Forest Ecology and Management 252(1-3), 108-117.

Campanello, P.I., Gatti, M.G., Goldstein, G. 2008. Coordination between water-transport efficiency and photosynthetic capacity in canopy tree species at different growth irradiances. Tree physiology 28(1), 85-94.

Campanello, P.I., Gatti, M.G., Montti, L., Villagra, M., Goldstein, G. 2011. Ser o no ser tolerante a la sombra: economía de agua y carbono en especies arbóreas del Bosque Atlántico (Misiones, Argentina). Ecología austral 21(3), 285-300.

Campanello, P.I., Manzané, E., Villagra, M., Zhang, Y.J., Panizza, A.M., di Francescantonio, D., Rodriguez, S.A., Chen, Y.J., Santiago, L.S., Goldstein, G. 2016. Carbon allocation and water relations of lianas versus trees. En: Goldstein, G., Santiago, L.S. (eds.), Tropical tree physiology. Springer, Cham, Switzerland, 103-124.

Campanello, P.I., Montti, L., Mac Donagh, P., Goldstein, G. 2009. Reduced-impact logging and post-harvest management in the Atlantic Forest of Argentina: Alternative approaches to enhance regeneration and growth of canopy trees. En: Grossberg, S.P. (ed.), Forest Management. Nova Science Publishers, New York, EE. UU. 39-59.

Campanello, P.I., Villagra, M., Garibaldi, J.F., Ritter, L.J., Araujo, J.J., Goldstein, G. 2012. Liana abundance, tree crown infestation, and tree regeneration ten years after liana cutting in a subtropical forest. Forest Ecology and Management 284, 213-221.

Campanello, P.I., von Below, J., Hilgert, N.I., Cockle, K., Villagra, M., di Francescantonio, D., García D.S., Jaramillo, M., Gauto, O.A., Goldstein, G. 2019. ¿Es posible el uso sostenible del bosque en Misiones? Necesidades de manejo a diferentes escalas, investigación, intervenciones de alto impacto y más recursos económicos. Ecología Austral 29, 122-137.

Campbell, E.J.F., Newbery, D.M. 1993. Ecological relationships between lianas and trees in lowland rain forest in Sabah, East Malaysia. Journal of Tropical Ecology 9(4), 469-490.

Canale, G.R., Peres, C.A., Guidorizzi, C.E., Gatto, C.A.F., Kierulff, M.C.M. 2012. Pervasive defaunation of forest remnants in a tropical biodiversity hotspot. PloS one 7(8): e41671.

Capparelli, A., Hilgert, N., Ladio, A., Lema, V.S., Llano, C., Molares, S., Pochettino, M.L., Stampella, P. 2011. Paisajes culturales de Argentina: pasado y presente desde las perspectivas etnobotánica y paleoetnobotánica. Revista de la Asociación Argentina de Ecología de 2(2), 67-79.

Cardillo, M., Mace, G.M., Jones, K.E., Bielby, J., Bininda-Emonds, O.R., Sechrest, W., Orme, C.D.L.Purvis, A. 2005. Multiple causes of high extinction risk in large mammal species. Science 309, 1239–1241.

Cardoso da Silva, J.M., Casteleti C.H.M. 2003. Status of the biodiversity of the Atlantic Forest of Brasil. En: Galindo-Leal, C., de Gusmão Câmara, I. (eds.), The Atlantic Forest of South America: biodiversity status, threats, and Outlook. Island Press, Washington DC, EE. UU. 43-59.

Cariola, L., Izquierdo, A.E., Hilgert, N.I. 2018. Social perception of tree plantations in the Atlantic forest of Argentina: the role of management scale. Ethnobiology and Conservation 7(14),1-38.

Cartes, J.L. 2003. Brief history of conservation in the Interior Atlantic Forest. En: Galindo-Leal, C., de Gusmão Câmara, I. (eds.), The Atlantic Forest of South America: biodiversity status, threats, and Outlook. Island Press, Washington DC, EE. UU. 269-287.

Carvalho, M.M., Freitas, V.D.P., Xavier, D.F. 2002. Início de florescimento, produção e valor nutritivo de gramíneas forrageiras tropicais sob condição de sombreamento natural. Pesquisa Agropecuária Brasileira 37(5), 717-722.

Carvalho, P.E.R. 1994. Espécies florestais brasileiras: recomendações silviculturais, potencialidades e uso da madeira. Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (EMBRAPA), Centro Nacional de Pesquisa de Florestas (CNPF), SPI, Brasilia, Brasil, 640.

Carvalho, P.E.R. 2003. Espécies arbóreas brasileiras (Vol. 1). Brasília, Brasil. Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (EMBRAPA), Centro Nacional de Pesquisa de Florestas (CNPF). 1040.

Casas A., Vazquez, M.C., Viveros, J.L., Caballero, J. 1996. Plant management among the Nahua and the Mixtec in the Balsas River Basin, Mexico: An Ethnobotanical approach to the study of plant domestication. Human Ecology 24(4), 455–478.

Casas, A., Camou, A., Otero-Arnaiz, A., Rangel-Landa, S., Cruse-Sanders, J., Solís, L., Torres, I., Delgado, A., Moreno-Calles, A.I., Vallejo, M., Guillén, S., Blancas, J.J., Parra, F., Farfán-Heredia, Aguirre-Dugua, X., B., Arellanes, Y., Pérez-Negrón, E. 2014. Manejo tradicional de biodiversidad y ecosistemas en Mesoamérica: el Valle de Tehuacán. Investigación ambiental Ciencia y política pública 6(2), 23-44.

Casas, A., Moreno-Calles, A., Vallejo M., Parra F. 2016. Importancia actual y potencial de los recursos genéticos. En: Casas, A., Torres-Guevara, J.T., Parra F. (eds.), Domesticación en el Continente Americano (Tomo 1). Manejo de biodiversidad y evolución dirigida por las culturas del Nuevo Mundo. Universidad Nacional Autónoma de México, México y Universidad Nacional Agraria La Molina del Perú, Perú 51- 74.

Casco, S.L. 2003. Poblaciones vegetales centrales y su variabilidad espacio-temporal en una sección del Bajo Paran influenciada por el régimen de pulsos. Tesis Doctoral. Universidad Nacional del Nordeste, Corrientes, Argentina.

Casco, S.L., Neiff, J.J. 2013. Distribution pattern of trees in a hydrological gradient below the Paraná-Paraguay River confluence. American Journal of Plant Sciences. Special Issue: The Future of the forests 4(3A), 663-673.

Cattaneo, N., Pahr, N., Fassola, H., Leporati, J., Bogino, S. 2013. Sex-related, growth–climate association of Araucaria angustifolia in the neotropical ombrophilous woodlands of Argentina. Dendrochronologia 31(3), 147-152.

Cavard, X., Bergeron, Y., Chen, H.Y., Paré, D., Laganière, J., Brassard, B. 2011. Competition and facilitation between tree species change with stand development. Oikos 120(11), 1683-1695.

Chazdon, R.L. 1988. Sunflecks and their importance to forest understorey plants. En: Begon, M., Fitter, A.H., Ford, E.D., Macfadyen, A (eds.), Advances in ecological research (Vol. 18). Academic Press, London, U.K.1-63.

Chazdon, R.L. 2008. Beyond deforestation: restoring forests and ecosystem services on degraded lands. Science 320(5882), 1458-1460.

Chazdon, R.L., Pearcy, R.W., Lee, D.W., Fetcher, N. 1996. Photosynthetic Responses of Tropical Forest Plants to Contrasting Light Environments. En: Mulkey, S., Chazdon, R.L., Smith A.P. (eds.), Tropical Forest Plant Ecophysiology. Springer, Boston, EE. UU.5-55.

Chebez, J.C., Hilgert, N. 2003. Brief history of conservation in the Paraná Forest. En: Galindo-Leal, C., de Gusmão Câmara, I. (eds.), The Atlantic Forest of South America: biodiversity status, threats, and Outlook. Island Press, Washington DC, EE. UU. 141-159.

Chen, X.L., Wang, D., Chen, X., Wang, J., Diao, J.J., Zhang, J.Y., Guan, Q.W. 2015. Soil microbial functional diversity and biomass as affected by different thinning intensities in a Chinese fir plantation. Applied Soil Ecology, 92, 35-44.

Cheung, W.W., Sumaila, U.R. 2008. Trade-offs between conservation and socio-economic objectives in managing a tropical marine ecosystem. Ecological Economics 66(1), 193-210.

Chu, S., Jacobs, D.F., Sloan, J.L., Xue, L., Wu, D., Zeng, S. 2018. Changes in soil properties under Eucalyptus relative to Pinus massoniana and natural broadleaved forests in South China. Journal of Forestry Research 29(5), 1299-1306.

Clark, D.B., Clark, D.A., Rich, P.M., Weiss, S., Oberbauer, S.F. 1996. Landscape-scale evaluation of understory light and canopy structures: methods and application in a neotropical lowland rain forest. Canadian Journal of Forest Research 26(5), 747-757.

Cockle, K., Capuzzi, G., Bodrati, A., Clay, R., Del Castillo, H., Velázquez, M., Areta, J.I., Farina, N., Farina, R. 2007. Distribution, abundance, and conservation of *Vinaceous Amazons* (Amazona vinacea) in Argentina and Paraguay. Journal of Field Ornithology 78(1), 21-39.

Cockle, K., Leonard, M., Bodrati, A. 2005.Presence and abundance of birds in an Atlantic forest reserve and adjacent plantation of shade-grown yerba mate. Biodiversity and Conservation 14(13), 3265–3288.

Cockle, K., Martin, K., Wiebe, K. 2011b. Selection of nest trees by cavity nesting birds in the Neotropical Atlantic forest. Biotropica 43(2), 228-236.

Cockle, K.L., Bodrati, A., Lammertink, M., Martin, K. 2015. Cavity characteristics, but not habitat, influence nest survival of cavity-nesting birds along a gradient of human impact in the subtropical Atlantic Forest. Biological Conservation 184, 193-200.

Cockle, K.L., Martin, K., Bodrati, A. 2017. Persistence and loss of tree cavities used by birds in the subtropical Atlantic Forest. Forest ecology and management 384, 200-207.

Cockle, K.L., Martin, K., Drever M.C. 2010. Supply of tree-holes limits nest density of cavity-nesting birds in primary and logged subtropical Atlantic forest. Biological Conservation 143(11), 2851-2857.

Cockle, K.L., Martin, K., Wesołowski, T. 2011a. Woodpeckers, decay, and the future of cavity nesting vertebrate communities worldwide. Frontiers in Ecology and the Environment 9(7), 377-382.

Condit, R., Ashton, P.S., Baker, P., Bunyavejchewin, S., Gunatilleke, S., Gunatilleke, N., Hubbell, S.P., Foster, R.B., Itoh, A., La Frankie, J.V., Lee, H.S., Losos, E., Manokaran, N., Sukumar, R., Yamakura, T. 2000. Spatial patterns in the distribution of tropical tree species. Science 288(5470), 1414-1418.

Conlin, T.S.S., Driessche, R.V.D. 2000. Response of soil CO2 and O2 concentrations to forest soil compaction at the long-term soil productivity sites in central British Columbia. Canadian Journal of Soil Science, 80(4), 625-632.

Connell, J.H. 1971. On the role of natural enemies in preventing competitive exclusion in some marine animals and rain forest trees, En: Den Boer, P.J., Gradwell, G.R. (eds.), Dynamics of populations. Pudoc, Wageningen, Holanda, 298-312.

Corlett, R. 2013. The shifted baseline: prehistoric defaunation in the tropics and its consequences for biodiversity conservation. Biological Conservation 163, 13–21.

Cozzo, D. 1960. Ubicación y riqueza de los bosques espontáneos de "pino Paraná" (*Araucaria angustifolia*) existentes en la Argentina. Revista Forestal Argentina IV (2): 46-54, Bs. As.

Cozzo, D. 1970. Diez años de ensayos con raleos en una nueva parcela experimental de *Araucaria angustifolia* en Misiones, Argentina. Revista Forestal Argentina 14(2), 39-45.

Cozzo, D. 1976. Tecnología de la forestación en Argentina y América Latina (Vol.1). Hemisferio Sur, Bs. As., Argentina, 610 .

Cramer, J.M., Mesquita, R.C.G., Williamson, G.B. 2007. Forest fragmentation differentially affects seed dispersal of large and small-seeded tropical trees. Biological Conservation 37, 415–423.

Crechi, E., Keller, A., Fassola, H., Fernández, R., Friedl, R. 2009. Efectos del raleo sobre el crecimiento y la producción de madera de *Araucaria angustifolia* (Bert.) O. Ktze. en el Noroeste de Misiones, Argentina. En: XIII World Forestry Congress. Bs. As., Argentina.

Crechi, E.H. 1996. Efeitos da densidade da plantação sobre a produção, crescimento e sobrevivencia de *Araucaria angustifolia* (Bert.) O. Ktze. em Misiones, Argentina. Dissertaçao, Mestrado em Engenharia Florestal, Universidade Federal Do Paraná, Brasil.

Cristiano, P., Madanes, N., Campanello, P., di Francescantonio, D., Rodríguez, S., Zhang, Y.J., Oliva Carrasco, L., Goldstein, G. 2014. High NDVI and potential canopy photosynthesis of South American subtropical forests despite seasonal changes in leaf area index and air temperature. Forests 5(2), 287-308.

Cristiano, P.M., Campanello, P.I., Bucci, S.J., Rodriguez, S.A., Lezcano, O.A., Scholz, F.G., Madanes N., Di Francescantonio, D., Oliva Carrasco, L., Zhang, Y.J., Goldstein, G. 2015. Evapotranspiration of subtropical forests and tree plantations: A comparative analysis at different temporal and spatial scales. Agricultural and Forest Meteorology 203, 96-106.

Crooks, K.R., Soule, M.E. 1999. Mesopredator release and avifaunal extinctions in a fragmented system. Nature 400(6744): 563-566.

Cruz, P., Iezzi, M.E., De Angelo, C.D., Varela, D., Di Bitetti, M.S., Paviolo, A. 2018. Effects of human´s impacts on habitat use, activity patterns and ecological relationships among medium and small felids of the Atlantic Forest. PLoS ONE 13(8): e0200806.

Cruz, P., Paviolo, A., Bó, R., Thompson, J., Di Bitetti, M.S. 2014. Daily activity patterns and habitat use of the lowland tapir (Tapirus terrestris) in the Atlantic Forest. Mammalian Biology 79 (6): 376-383.

Cubbage, F., Mac Donagh, P., Júnior, J.S., Rubilar, R., Donoso, P., Ferreira, A., Hoeflich V., Olmos V.M., Ferreira G., Balmelli, G., Siry, J. 2007. Timber investment returns for selected plantations and native forests in South America and the Southern United States. New Forests 33(3), 237-255.

Cullen Jr., L., Bodmer, R.E., Valladares-Padua, C. 2000. Effects of hunting in habitat fragments of the Atlantic forests, Brazil. Biological Conservation 95, 49–56.

Cullen, L.Jr., Stanton, J.C., Lima, F., Uezu, A., Perilli, M.L.L., Akçakaya, H.R. 2016. Implications of Fine-Grained Habitat Fragmentation and Road Mortality for Jaguar Conservation in the Atlantic Forest, Brazil. PLoS ONE 11(12), e0167372.

da Silva, L.L., Dias, P.F., Souto, S.M., de Resende, A.S., Colombari, A.A., Miranda, C.B., Franco, A.A. 2008. Influência de espécies de leguminosas arbóreas na qualidade e produção de pastagem de capim Marandu (Brachiaria brizantha). Asociación Latinoamericana de Producción Animal 16 (2), 48–55.

Daily, G.C., Matson, P.A. 2008. Ecosystem services: from theory to implementation. Proceedings of the national academy of sciences 105(28), 9455-9456.

Daily, G.C., Polasky, S., Goldstein, J., Kareiva, P.M., Mooney, H.A., Pejchar, L., Ricketts, T.H., Salzman, J., Shallenberger, R. 2009. Ecosystem services in decision making: time to deliver. Frontiers in Ecology and the Environment, 7(1), 21-28.

Dawkins, H.C., Philip, M.S. 1998. Tropical moist forest silviculture and management: a history of success and failure. CAB international, Wallingford, U.K., 377.

de Barros Leite, A., Brancalion, P.H., Guevara, R., Galetti, M. 2012. Differential seed germination of a keystone palm (Euterpe edulis) dispersed by avian frugivores. Journal of Tropical Ecology 28(6), 615-618.

De Graaf, N.R., Poels, R.L.H., Van Rompaey, R.S.A.R. 1999. Effect of silvicultural treatment on growth and mortality of rainforest in Surinam over long periods. Forest Ecology and Management 124, 123-135.

de Oliveira, M.M.F., Ebecken, N.F.F., de Oliveira, J.L.F., Gilleland, E. 2011. Generalized extreme wind speed distributions in South America over the Atlantic Ocean region. Theoretical and applied climatology 104(3-4), 377-385.

de Souza, F. 2000. Estrutura e dinâmica do estrato arbóreo e da regeneração natural em áreas restauradas. Dissertação: Mestrado em Ciência Florestal. Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", Piracovaba, Universidade de São Paulo São Paulo, Brasil.

de Souza, L.M. 2010. Analise do potencial de regeneração natural no entorno de nascentes em processo de recuperação. Dissertação: Mestrado em Engenharia Florestal. Universidade Federal de Lavras. Minas Gerais, Brasil.

Del Fueyo, G., Domé, E., Caccavari, M. 2000. Estudio del de las dos especies argentinas del género *Araucaria Jussie.* En: Actas XI Simposio Argentino de Paleobotánica y Palinología, Tucumán, Argentina.

Denslow, J.S., Hartshorn, G.S. 1994. Tree-fall gap environments and forest dynamic processes. En: McDade, L.A., Bawa, K.S., Hespenheide, H.A., Hartshorn, G.S. (eds.), La Selva: ecology and natural history of a neotropical rain forest. University of Chicago Press, Chicago, EE. UU. 120-127.

Di Bitetti, M.S. 2001. Home range use by the tufted capuchin monkey, Cebus apella nigritus, in a subtropical rainforest of Argentina. Journal of Zoology 253, 33-45.

Di Bitetti, M.S., De Angelo, C.D., Di Blanco, Y.E., Paviolo, A. 2010. Niche partitioning and species coexistence in a Neotropical felid assemblage. Acta Oecologica 36, 403-412.

Di Bitetti, M.S., Paviolo, A., De Angelo, C. 2006. Density, habitat use and activity patterns of ocelots (Leopardus pardalis) in the Atlantic Forest of Misiones, Argentina. Journal of Zoology 270(1), 153-163.

Di Bitetti, M.S., Paviolo, A., De Angelo, C.D., Di Blanco, Y.E. 2008b. Local and continental correlates of the abundance of a neotropical cat, the ocelot (Leopardus pardalis). Journal of Tropical Ecology 24(2), 189-200.

Di Bitetti, M.S., Paviolo, A., Ferrari, C.A., De Angelo, C.Di Blanco, Y. 2008a. Differential responses to hunting in two sympatric species of brocket deer (Mazama americana and M. nana). Biotropica 40(5): 636-645.

Di Bitetti, M.S., Placci, G., Dietz, L.A. 2003. A biodiversity vision for the Upper Paraná Atlantic Forest Eco-region: designing a biodiversity conservation landscape and setting priorities for conservation action. World Wildlife Fund (WWF), Washington DC, EE. UU., 154.

di Francescantonio, D. 2017. Características ecológicas, fisiológicas y anatómicas de especies arbóreas del Bosque Atlántico y su relación con los diferentes patrones fenológicos. Tesis doctoral. Universidad de Buenos Aires, Argentina.

di Francescantonio, D., Villagra, M., Goldstein, G., Campanello, P.I. 2018. Leaf phenology and water-use patterns of canopy trees in Northern Argentinean subtropical forests. Tree physiology 38(12), 1841-1854.

Díaz, I.A., Sieving, K.E., Peña-Foxon, M., Armesto, J.J. 2012. A field experiment links forest structure and biodiversity: epiphytes enhance canopy invertebrates in Chilean forests. Ecosphere 3(1), 1-17.

Dimitri, M.J. 1974. Anales de Parques Nacionales. La flora arbórea del Parque Nacional Iguazú. Servicio Nacional de Parques Nacionales, Bs. As., Argentina. 179.

Dirzo, R., Mendoza, E., Ortíz, P. 2007. Size related differential seed predation in a heavily defaunated neotropical rain forest. Biotropica 39(3), 355-362.

Dirzo, R., Miranda, A. 1991. Altered patterns of herbivory and diversity in the forest understory: a case study of the possible consequences of contemporary defaunation. En: Price, P.W., Lewinsohn, T.M., Fernandes, G.W., Benson, W.W. (eds.), Plant-animal interactions: evolutionary ecology in tropical and temperate regions. Wiley, New York, EE. UU., 273-287.

Dirzo, R., Young, H.S., Galetti, M., Ceballos, G., Isaac, N.J., Collen, B. 2014. Defaunation in the Anthropocene. Science 345(6195), 401-406.

Dixon, R.K., Solomon, A.M., Brown, S., Houghton, R.A., Trexier, M.C., Wisniewski, J. 1994. Carbon pools and flux of global forest ecosystems. Science 263(5144), 185-190.

Dominati, E., Patterson, M., Mackay, A. 2010. A framework for classifying and quantifying the natural capital and ecosystem services of soils. Ecological Economics, 69(9), 1858-1868.

Durigan G., Nogueira J. C., 1990. Recomposiçao de matas ciliares. Instituto Forestal, São Paulo, Brasil. Serie registros 4, 1-14.

Durigan, G., Contieri, W.A., Franco, G.A.D.C., Garrido, M.A. 1998. Indução do processo de regeneração da vegetação de cerrado em área de pastagem, Assis, SP. Acta Botanica Brasilica 12(3), 421-429.

Durigan, G., Franco, G.A.D.C., Pastore, J.A., Aguiar, O.D. 1997. Regeneração natural da vegetação de cerrado sob floresta de Eucalyptus citriodora. Revista do Instituto Florestal 9(1), 71-85.

Durigan, G., Melo, A.C.G., Max, J.C.M., Vilas Bôas, O., Contieri, W.A., Ramos, V.S. 2011. Manual para recuperação da vegetação de cerrado. (3ra ed.). SMA, São Paulo, Brasil, 19.

Dykstra, D.P., Heinrich, R. 1996. FAO model code of forest harvesting practice. Food and Agricultural Organization (FAO), Rome, Italy, 95.

Eibl, B., Fernandez, R.A., Kozarik, J.C., Lupi, A., Montagnini, F., Nozzi, D. 2000. Agroforestry systems with Ilex paraguariensis (American holly or yerba mate) and native timber trees on small farms in Misiones, Argentina. Agroforestry Systems 48(1), 1-8.

Eibl, B., Montagnini, F., Grance, L., Maiocco, D., Nozzi, D. 1998. Técnicas de enriquecimiento de bosques degradados en la Selva Subtropical Paranaense de Misiones Argentina. En: Actas VI Jornadas técnicas Ecología de especies Nativas de la Selva Subtropical Misionera. Eldorado, Misiones, Argentina.

Emmons, L., Feer, F. 1997. Neotropical rainforest mammals: a field guide. University of Chicago Press, Chicago, EE. UU., 307.

Emmons, L.H., Gentry, A.H. 1983. Tropical forest structure and the distribution of gliding and prehensile-tailed vertebrates. The American Naturalist 121(4), 513-524.

Errecaborde, E.N. 1973. Abonos en yerba mate. En: Informe Técnico N° 19. EEA-INTA Cerro Azul, Misiones, Argentina, 28.

Esseen, P.A. 1994. Tree mortality patterns after experimental fragmentation of an old-growth conifer forest. Biological Conservation 68(1), 19-28.

Fahler, J. 1981. Variación geográfica entre y dentro de orígenes de *Araucaria angustifolia* (Bert.) O. Ktze. a los ocho años de edad en la provincia de Misiones, Argentina. Tesis de Maestría. Universidade Federal do Paraná (UFPR), Curitiba, Brasil.

FAO. 2011. The state of the world's forests. Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO), Rome, Italy, 164 .

Faoro, H., Alves, A.C., Souza, E.M., Rigo, L.U., Cruz, L.M., Al-Janabi, S.M., Monteiro, R.A., Baura, V.A., Pedrosa, F.O. 2010. Influence of soil characteristics on the diversity of bacteria in the Southern Brazilian Atlantic Forest. Applied and environmental microbiology, 76(14), 4744-4749.

Fassola, H., Ferrere, P., Muñoz, D., Pahr, N., Kuzdra, H., Márquez, S. 1999a. Observaciones sobre la producción de frutos y semillas en plantaciones de *Araucaria angustifolia* (Bert.) O. Ktze. (Periodo 1993-1998). En: Informe Técnico N° 24. EEA-INTA Montecarlo, Misiones, Argentina.

Fassola, H.E., Alegranza, D.A., Kuzdra, H.J., Marques, J.S. 1999b. Resultados de un ensayo de producción de plantines de *Araucaria angustifolia* [Bert.] O. K. en distintos tipos de envases. Yvyraretá 9, 4-9.

Fassola, H.E., Brandán, S. 1991. Diagrama preliminar de manejo de la densidad para *Araucaria angustifolia* (Bert) O Kuntze, en Misiones (Argentina). En: Actas Simposio Internacional O Desafio Das Florestas Neotropicais. Universidade Federal do Paraná, Curitiba, Brasil.

Fassola, H.E., Lacorte, S.M., Pachas, A.N., Goldfarb, C., Esquivel, J., Colcombet, L., Crechi E.H., Keller A., Barth, S.R. 2009. Los sistemas silvopastoriles en la región subtropical del NE argentino. En: Actas XIII Congreso Forestal Mundial (FAO). Bs. As., Argentina.

Fernández Tschieder, E., Martiarena, R.A., Goya, J.F., Lupi, A.M., Frangi, J.L. 2004. Determinación de la biomasa aérea de plantaciones de *Araucaria Angustifolia* (bert.) O. Ktze en el norte de la provincia de misiones. En: Actas XI Jornadas Técnicas Forestales y Ambientales. Eldorado, Misiones, Argentina.

Fernandez, F.A., Rheingantz, M.L., Genes, L., Kenup, C.F., Galliez, M., Cezimbra, T., Cida, B., Macedo, L., Araujo, B.B.A., Moraes, B.S., Monjeau A., Pires, A.S. 2017. Rewilding the Atlantic Forest: Restoring the fauna and ecological interactions of a protected area. Perspectives in Ecology and Conservation 15(4), 308-314.

Fernández, R., Lupi, A., Pahr, N. 1999. Aptitud de las tierras para la implantación de bosques. Provincia de Misiones. Yvyraretá 9, 41-49.

Fernández, R., Martiarena, R., Lupi, A., Goya, J., Frangi, J., Bernio, J., Kuzdra, H. 2002. Biomasa aérea y caída de hojarasca en plantaciones de diferentes edades de *Araucaria angustifolia*. Resultados iniciales. En: Actas X Jornadas Técnicas Forestales y Ambientales. Eldorado, Misiones, Argentina.

Fernandez, R., Sosa, D., Pahr, N., Von Wallis, A., Bárbaro, S., Albarracín, S. 2015. En: Casas, R., Albarracín, G. (eds.), El deterioro del suelo y del ambiente en la Argentina. Tomo II. PROSA, Bs. As., Argentina, pp. 187-200

Fernández, R.A., Rocha, H.O., Hosokawa, R.T. 1988. Criterios diagnósticos en clasificación de aptitud de tierras para Araucaria. En: Actas VI Congreso Forestal Argentino. Santiago del Estero, Argentina, pp. 117-118.

Ferrari, C. 2006. Abundancia, uso del hábitat y patrones de actividad del venado pardo (Mazama americana) y la poca (Mazama nana) en la Selva Paranaense. Tesis de Licenciatura. Universidad Nacional de Mar del Plata. Bs. As., Argentina.

Ferrero, B.G. 2009. La lucha contra la selva. Percepciones y usos de la naturaleza entre los colonos misioneros. Avá. Revista de Antropología 15, 145-159.

Ferreyra, R.M., Viña, S., Fassola, E., Chaves, A.R., Mugridge, A. 2006. Aportes nutricionales de semillas de *Araucaria angustifolia* (Bert.) O. Kuntze. En: Actas XII Jornadas Técnicas Forestales y Ambientales, Eldorado, Misiones, Argentina.

Filloy, J., Zurita, G.A., Corbelli, J.M., Bellocq, M.I. 2010. On the similarity among bird communities: Testing the influence of distance and land use. Acta Oecologica, 36(3), 333-338.

Filotas, E., Parrott, L., Burton, P.J., Chazdon, R.L., Coates, K.D., Coll, L., Haeussler, S., Martin, K., Nocentini, S., Puettmann, K.J., Putz, F.E., Simard, S.W., Messier, C. 2014. Viewing forests through the lens of complex systems science. Ecosphere 5(1), 1-23.

Finzi, A.C., Canham, C.D., Van Breemen, N. 1998. Canopy tree-soil interactions within temperate forests: species effects on pH and cations. Ecological Applications, 8(2), 447-454.

Finzi, A.C., Van Breemen, N., Canham, C.D. 1998. Canopy tree–soil interactions within temperate forests: species effects on soil carbon and nitrogen. Ecological applications 8(2), 440-446.

Fisher, M. 2004. Household welfare and forest dependence in Southern Malawi. Environment and Development Economics 9(2), 135–154.

Forrester, D.I. 2014. The spatial and temporal dynamics of species interactions in mixed-species forests: from pattern to process. Forest Ecology and Management 312, 282-292.

Forrester, D.I., Pretzsch, H. 2015. Tamm Review: On the strength of evidence when comparing ecosystem functions of mixtures with monocultures. Forest Ecology and Management 356, 41-53.

Fragoso, J.M.V. 1997. Tapir-generated seed shadows: scale-dependent patchiness in the Amazon Rain Forest. Journal of Ecology 85, 519–529.

Fragoso, J.M.V., Silvius, K.M., Correa, J.A. 2003. Long-distance dispersal by tapirs increases seed survival and aggregates tropical trees. Ecology 84, 1998–2006.

Franklin, J., Rey, S.J. 2007. Spatial patterns of tropical forest trees in Western Polynesia suggest recruitment limitations during secondary succession. Journal of Tropical Ecology 23(1), 1-12.

Franks, S.J. 2003. Facilitation in multiple life-history stages: evidence for nucleated succession in coastal dunes. Plant Ecology 168(1), 1-11.

Fredericksen, T.S., Putz, F.E. 2003. Silvicultural intensification for tropical forest conservation. Biodiversity Conservation 12(7), 1445-1453.

Fricke, E.C., Simon, M.J., Reagan, K.M., Levey, D.J., Riffell, J.A., Carlo, T.A., Tewksbury, J.J. 2013. When condition trumps location: seed consumption by fruit eating birds removes pathogens and predator attractants. Ecology letters 16(8), 1031-1036.

Friedl A., Crechi E., Fassola H.E. 1997. Sistema de Simulación de Producción y Crecimiento para Especies Forestales Implantadas. Primera Parte: *Araucaria angustifolia*. Manual de Descripción Técnica. Misiones, Argentina. Gobierno de La Provincia de Misiones. Consejo Federal de Inversiones, Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria, Empresas Forestales de Misiones Y N.E. de Corrientes. 14.

Fundación Vida Silvestre (FVS) Argentina and World Wildlife Fund (WWF), 2017. State of the Atlantic Forest: Three Countries, 148 Million People, One of the Richest Forests on Earth. Puerto Iguazú, Argentina. 148.

Furlan V. 2017. Guara-Portuñol uso y cultivo de plantas en jardines domésticos urbanos de Puerto Iguazú, Misiones, Argentina. En: Duarte Almada, E., Oliveira e Souza, M. (eds.), Quintais. Memoria, resistência e patrimônio biocultural. Ed. UEMG, Belo Horizonte, Brasil, 119-126.

Furlan, V. 2017. Huertos y Jardines Familiares: Diversidades en Un Contexto Pluricultural Urbano. El Caso de Puerto Iguazú, Misiones, Argentina. Tesis Doctoral, Universidad Nacional de Córdoba, Córdoba.

Furlan, V., Cariola, L., García, D., Hilgert, N. 2015. Caracterización de los sistemas agroforestales familiares y estrategias de uso del ambiente en el Bosque Atlántico Argentino. Gaia Scientia, 9(3), 69-81.

Furlan, V., Pochettino, M.L., Hilgert, N.I. 2017. Management of Fruit Species in Urban Home Gardens of Argentina Atlantic Forest as an Influence for Landscape Domestication. Frontiers in Plant Science, 8, 1690.

Fuzessy, L.F., Cornelissen, T.G., Janson, C., Silveira, F.A. 2016. How do primates affect seed germination? A meta analysis of gut passage effects on neotropical plants. Oikos 125(8), 1069-1080.

Galetti, M., Bovendorp, R.S., Guevara, R. 2015. Defaunation of large mammals leads to an increase in seed predation in the Atlantic forests. Global Ecology and Conservation 3, 824-830.

Galetti, M., Brocardo, C.R., Begotti, R.A., Hortenci, L., Rocha Mendes, F., Bernardo, C.S.S., Bueno, R.S., Nobre, R., Bovendorp, R.S., Marques, R.M., Meirelles, F., Gobbo, S.K., Beca, G., Schmaedecke, G., Siqueira, T. 2017. Defaunation and biomass collapse of mammals in the largest Atlantic forest remnant. Animal Conservation 20(3): 270-281.

Galetti, M., Dirzo, R. 2013. Ecological and evolutionary consequences of living in a defaunated world. Biological Conservation 163, 1-6.

Galetti, M., Guevara, R., Côrtes, M.C., Fadini, R., Von Matter, S., Leite, A.B., Labecca, F., Ribeiro, T., Carvalho, C.S., Collevatti, R.G., Pires, M.M., Guimarães Jr., P.R., Brancalion, P.H., Ribeiro, M.C., Jordano, P. 2013. Functional extinction of birds drives rapid evolutionary changes in seed size. Science 340(6136), 1086-1090.

Galetti, M., Pedroni, F., Morellato, L.P.C. 1994.Diet of the brown howler monkey Alouatta fusca in a forest fragment in southeastern Brazil. Mammalia 58, 111-118.

Galetti, M., Pires, A.S., Brancalion, P.H., Fernandez, F.A. 2017. Reversing defaunation by trophic rewilding in empty forests. Biotropica 49(1): 5-8.

Galetti, M., Zipparro, V., Morellato, L.P. 1999. Fruit phenology and frugivory on the palm Euterpe edulis in a lowland Atlantic forest of Brazil. Ecotropica 5, 115-122.

Galindo-Leal, C., Câmara, I.D.G. 2003. Atlantic Forest hotspot status: an overview. En: Galindo-Leal, C., de Gusmão Câmara, I. (eds.), The Atlantic Forest of South America: biodiversity status, threats, and Outlook. Island Press, Washington DC, EE. UU., 3-11.

Gallardo, A., Monttini, L., Bravo, S.P. 2008. Efectos del tacuarembó (Chusquea ramosissima, Poaceae) sobre el proceso de dispersión de semillas en la Selva Misionera. Ecología austral 18(3), 347-356.

Gallo L. 2014. The role of hybridization in the restoration of forest ecosystems. En: The state of the world´s forest genetic resources – Thematic Study. Food and Agriculture Organization (FAO) of the United Nations, Roma, Italia, 75-78.

Gallo L., Marchelli P. 2014. Gene flow in the restoration of forest ecosystems. En: The state of the world´s forest genetic resources – Thematic Study. Food and Agriculture Organization (FAO) of the United Nations, Roma, Italia, 67-73.

Gambón, V. 1904. A través de las misiones guaraníticas. Ángel Estrada y Cía, Bs. As., Argentina, 139.

Gangenova, E., Zurita, G.A., Marangoni, F. 2018. Changes to anuran diversity following forest replacement by tree plantations in the southern Atlantic forest of Argentina. Forest ecology and management 424, 529-535.

García, A.O. 2011. Adaptaciones frente a una relación asimétrica: agricultores familiares y agroindustrias en el nordeste de Misiones (Argentina). Estudios Socioterritoriales. Revista de Geografía 10, 41-64.

Gatti, M.G., Campanello, P.I., Goldstein, G. 2011. Growth and leaf production in the tropical palm Euterpe edulis: Light conditions versus developmental constraints. Flora-Morphology, Distribution, Functional Ecology of Plants 206(8), 742-748.

Gatti, M.G., Campanello, P.I., Montti, L.F., Goldstein, G. 2008. Frost resistance in the tropical palm Euterpe edulis and its pattern of distribution in the Atlantic Forest of Argentina. Forest Ecology and Management 256(4), 633-640.

Gatti, M.G., Campanello, P.I., Villagra, M., Montti, L., Goldstein, G. 2014. Hydraulic architecture and photoinhibition influence spatial distribution of the arborescent palm Euterpe edulis in subtropical forests. Tree Physiology,34(6), 630-639.

Gatti, M.G., Zaninovich, S.C., Vespa, N.I., Zurita, G.A. 2019. Moving away from the native forest edge: Changes in ecosystem processes towards the interior of Pinus taeda plantations. Forest Ecology and Management, 432, 967-975.

Gessert, S., Iriarte, J., Ríos, R.C., Behling, H. 2011. Late Holocene vegetation and environmental dynamics of the Araucaria forest region in Misiones Province, NE Argentina. Review of palaeobotany and palynology 166(1-2), 29-37.

Giancola, S.I., Balbi, H., Jaldo Alvaro, D.M., Lavecini, M.V. 2015. Razones que afectan la adopción de tecnología de la pequeña producción familiar silvopastoril en Itacaruaré, Misiones. En: Actas Congreso Nacional de Sistemas Silvopastoriles, III Congreso Internacional de Sistemas Agroforestales. Puerto Iguazú, Misiones, Argentina.

Gibert, A., Gray, E.F., Westoby, M., Wright, I.J., Falster, D.S. 2016. On the link between functional traits and growth rate: meta analysis shows effects change with plant size, as predicted. Journal of Ecology 104(5), 1488-1503.

Giberti, G.C. 1992. Yerba mate (Ilex paraguariensis). En: Hernández Bermejo, J.E., León, J. (eds.), Cultivos marginados, otra perspectiva de 1492. Colección FAO: Producción y Protección Vegetal N°26. FAO, Roma, Italia, 245-252.

Gibson, L., Lee, T.M., Koh, L.P., Brook, B.W., Gardner, T.A., Barlow, J., Peres, C.A., Bradshaw, C.J.A., Laurance, W.F., Lovejoy, T.E., Sodhi, N.S. 2011. Primary forests are irreplaceable for sustaining tropical biodiversity. Nature, 478(7369), 378.

Giombini, M.I., Bravo, S.P., Martínez, M. 2009. Seed dispersal of the palm Syagrus romanzoffiana by tapirs in the Semi-deciduous Atlantic Forest of Argentina. Biotropica 41, 408-413.

Giombini, M.I., Bravo, S.P., Sica, Y.V., Tosto, D.S. 2017. Early genetic consequences of defaunation in a large-seeded vertebrate-dispersed palm (Syagrus romanzoffiana). Heredity 118(6), 568.

Giombini, M.I., Bravo, S.P., Tosto, D.S. 2016. The key role of the largest extant Neotropical frugivore (*Tapirus terrestris*) in promoting admixture of plant genotypes across the landscape. Biotropica 48(4): 499-508.

Giraldi M., Hanazaki, N. 2014. Use of cultivated and harvested edible plants by Caiçaras - What Can Ethnobotany Add to Food Security Discussions? Human Ecology Review 20(2), 51–74.

Giraudo, A.R., Povedano, H., Belgrano, J.M., Krauczuck, E., Pardiñas, U., MIquelarena, A., Ligier, D., Baldo, D., Castelino, M. 2003. Biodiversity Status of the Interior Atlantic Forest of Argentina. En: Galindo-Leal, C., de Gusmão Câmara, I. (eds.), The Atlantic Forest of South America: biodiversity status, threats, and Outlook. Island Press, Washington DC, EE. UU.,160-180.

Goldstein, G., Santiago, L.S., Campanello, P.I., Avalos, G., Zhang, Y.J., Villagra, M. 2016. Facing shortage or excessive light: How tropical and subtropical trees adjust their photosynthetic behavior and life history traits to a dynamic forest environment. En: Goldstein, G., Santiago, L.S. (eds.), Tropical Tree Physiology. Springer, Cham, Switzerland, 319-336.

Gómez Lende, S. 2016. Industria forestal y Acumulación por desposesión en la Argentina: el caso de Alto Paraná SA en la Provincia de Misiones. Campo-territoório: revista de geografia agrária 11(22), 38-68.

Gómez-Cifuentes, A., Munevar, A., Gimenez, V.C., Gatti, M.G., Zurita, G.A. 2017. Influence of land use on the taxonomic and functional diversity of dung beetles (Coleoptera: Scarabaeinae) in the southern Atlantic forest of Argentina. Journal of insect conservation 21(1), 147-156.

Gómez-Cifuentes, A.M., Gimenez Gomez, V.C., Munevar Lozano, A.K., Zurita, G.A. 2015. Estructura y composición de las comunidades de escarabajos estercoleros (*Scarabaeidae: Scarabaeinae*) en diferentes sistemas ganaderos del bosque Atlántico de Argentina. Entomología Mexicana 2, 588-594.

Grassi, E.M., Romano, G.M., Schenone, N.F. 2016. Macrohongos presentes en un área de manejo regenerativo de bosque de Mata Atlántica (Misiones, Argentina). Boletín de la Sociedad Argentina de Botánica 51, 223-233.

Grau, H.R. 2000. Regeneration patterns of *Cedrela lilloi* (Meliaceae) in northwestern Argentina subtropical montane forests. Journal of Tropical Ecology 16(2), 227-242.

Grijpma, P., Gara, R.I. 1970. Studies on the shoot borer Hypsipyla grandella (Zeller). I. Host selection behavior. Turrialba 20, 233-240.

Grondona, E.M. 1954. Historia de la yerba mate. Revista Argentina de Agronomía 20(2), 68-95 y 21(1), 9-24.

Grossman, J.J. 2015. Ecosystem service trade-offs and land use among smallholder farmers in eastern Paraguay. Ecology and Society 20(1), 19.

Guariguata, M.R., Pinard, M.A. 1998. Ecological knowledge of regeneration from seed in neotropical forest trees: implications for natural forest management. Forest ecology and management 112(1-2), 87-99.

Haines-Young, R., Potschin, M. 2010. The links between biodiversity, ecosystem services and human well-being. Ecosystem Ecology: a new synthesis 1, 110-139.

Håkansson, I., Voorhees, W.B., Riley, H. 1988. Vehicle and wheel factors influencing soil compaction and crop response in different traffic regimes. Soil and Tillage Research 11(3-4), 239-282.

Harrison, R.D., Tan, S., Plotkin, J.B., Slik, F., Detto, M., Brenes, T., Itoh, A., Davies, S.J. 2013. Consequences of defaunation for a tropical tree community. Ecology letters 16(5), 687-694.

Hartley, M.J. 2002. Rationale and methods for conserving biodiversity in plantation forests. Forest Ecology and Management, 155, 81-95.

Hautala, H., Vanha-Majamaa, I. 2006. Immediate tree uprooting after retention-felling in a coniferous boreal forest in Fennoscandia. Canadian Journal of Forest Research 36(12), 3167-3172.

Higginbottom, K. 2004. Wildlife Tourism: Impacts, Management and Planning. Common Ground Publishing Pty Ltd, Australia, 277.

Hilgert, N., Lambare, A.D., Vignale, N.D., Stampella, P.C., Pochettino, M.L. 2014. ¿Especies naturalizadas o antropizadas? Apropiación local y la construcción de saberes sobre los frutales introducidos en época histórica en el norte de Argentina. Revista Biodiversidad Neotropical 4(2), 69-87.

Holmberg, E.L. 1887. Viaje a misiones. Boletín de la Academia Nacional de Ciencias en Córdoba 10, 252–288.

Holz, S., Placci, G. 2005. Stimulating natural regeneration. En: Mansourian, S., Vallauri, D., Dudley, N. (eds.), Forest Restoration in Landscapes. Springer, New York, EE. UU., 250-256.

Holz, S., Placci, G., Quintana, R.D. 2009. Effects of history of use on secondary forest regeneration in the Upper Parana Atlantic Forest (Misiones, Argentina). Forest ecology and management 258(7), 1629-1642.

Holz, S.C., Placci, L.G. 2003. Socioeconomic Roots of Biodiversity Loss in Misiones. En: Galindo-Leal, C., de Gusmão Câmara, I. (eds.), The Atlantic Forest of South America: biodiversity status, threats, and Outlook. Island Press, Washington DC, EE. UU., 207–227.

Holzmann I., Agostini I., Areta J.I., Ferreyra H., Beldomenico P., Di Bitetti M.S. 2010. Impact of yellow fever outbreaks on two howler monkey species (*Alouatta guariba clamitans* and *A. caraya*) in Misiones, Argentina. American Journal of Primatology, 72, 475-480.

Hutchings, T.R., Moffat, A.J., French, C.J. 2002. Soil compaction under timber harvesting machinery: a preliminary report on the role of brash mats in its prevention. Soil use and Management, 18(1), 34-38.

Iezzi, M.E., Cruz, P., Varela, D., De Angelo, C., Di Bitetti, M.S. 2018. Tree monocultures in a biodiversity hotspot: Impact of pine plantations on mammal and bird assemblages in the Atlantic Forest. Forest Ecology and Management 424, 216-227.

INDEC. 2012. Censo Nacional de Población, Hogares y Viviendas 2010, Censo del Bicentenario. Resultados definitivos, 1a ed., (Serie B, núm. 2). Instituto Nacional de Estadística y Censos, Bs. As., Argentina, 378.

Ingwell, L.L., Wright, S.J., Becklund, K.K., Hubbell, S.P., Schnitzer, S.A. 2010. The impact of lianas on 10 years of tree growth and mortality on Barro Colorado Island, Panama. Journal of Ecology 98(4), 879-887.

Inza M.V., Aguirre N.C., Torales S.L., Pahr N.M., Fassola H.E., Fornes L.F., Zelener N. 2018. Genetic variability of *Araucaria angustifolia* in the Argentinean Parana Forest and implications for management and conservation. Trees 32(4), 1135-1146.

Isaac, M., Erickson, B., Quashie-Sam, S., Timmer, V. 2007. Transfer of knowledge on agroforestry management practices: the structure of farmer advice networks. Ecology and society 12(2), 32.

Izquierdo, A., De Angelo, C., Aide, T. 2008. Thirty years of human demography and land-use change in the Atlantic Forest of Misiones, Argentina: an evaluation of the forest transition model. Ecology and Society 13(2), 3.

Izquierdo, A.E., Clark, M.L. 2012. Spatial analysis of conservation priorities based on ecosystem services in the Atlantic forest region of Misiones, Argentina. Forests 3(3), 764-786.

Izquierdo, A.E., Grau, H.R., Aide, T.M. 2011. Implications of rural–urban migration for conservation of the Atlantic Forest and urban growth in Misiones, Argentina (1970–2030). Ambio 40(3), 298-309.

Jansen, P.A., Hirsch, B.T., Emsens, W.J., Zamora-Gutierrez, V., Wikelski, M., Kays, R. 2012. Thieving rodents as substitute dispersers of megafaunal seeds. Proceedings of the National Academy of Sciences, 109(31), 12610-12615.

Janzen, D.H. 1970. Herbivores and the number of tree species in tropical forests. The American Naturalist 104(940), 501-528.

Janzen, D.H. 1980. Specificity of seed-attacking beetles in a Costa Rican deciduous forest. Journal of Ecology 68, 929-952.

Jerozolimski, A., Peres, C.A. 2003. Bringing home the biggest bacon: A cross-site analysis of the structure of hunter-kill profiles in Neotropical forests. Biological Conservation 111, 415–425.

Jones, D.L., Hodge, A., Kuzyakov, Y. 2004. Plant and mycorrhizal regulation of rhizodeposition. New phytologist, 163(3), 459-480.

Jordano, P. 2017. What is long distance dispersal? And a taxonomy of dispersal events. Journal of Ecology 105(1), 75-84.

Jordano, P., García, C., Godoy, J.A., García-Castaño, J.L. 2007. Differential contribution of frugivores to complex seed dispersal patterns. Proceedings of the National Academy of Sciences 104(9), 3278-3282.

Jose, S. 2009. Agroforestry for ecosystem services and environmental benefits: an overview. Agroforestry systems 76(1), 1-10.

Judziewicz, E.J., Clark, L.G., Londoño, X., Stern, M.J. 1999. American Bamboos. Smithsonian Institution Press, Washington DC, EE. UU., 392 pp.

Kageyama, P., Gandara, F.B. 2003. Restauração e conservação de ecossistemas tropicais. En: Cullen, L., Rudran R., Valladares-Padua, (eds.), Métodos de estudos em Biologia da Conservação e Manejo da Vida Silvestre. Curitiba, Brasil. Editora da UFPR e Fundação O Boticário de Proteção à Natureza, pp. 383-394.

Kageyama, P.Y., Biella, L.C., Palermo, J.A. 1990. Plantações mistas com espécies nativas com fins de proteção a reservatórios. En: Congresso Florestal Brasileiro. Campos do Jordão, Brasil, pp. 109-112.

Kageyama, P.Y., Castro, C.D.A. 1989. Sucessão secundária, estrutura genética e plantações de espécies arbóreas nativas. IPEF 41-42, 83-93.

Kainer, K.A., Wadt, L.H., Gomes-Silva, D.A., Capanu, M. 2006. Liana loads and their association with Bertholletia excelsa fruit and nut production, diameter growth and crown attributes. Journal of Tropical Ecology 22(2), 147-154.

Kara, Ö., Bolat, I. 2008. Soil microbial biomass C and N changes in relation to forest conversion in the Northwestern Turkey. Land Degradation Development, 19(4), 421-428.

Keller H.A. 2008. Etnobotánica de comunidades guaraníes de Misiones, Argentina. Valoración de la vegetación como fuente de recursos. Tesis de doctorado, Universidad Nacional del Nordeste, Corrientes, Argentina.

Keller, A.E., Crechi, E.H., Fassola, H.E., Colcombet, L., Barth, S.R., Winck, R.A., Di Rienzo, J. 2017. PlaForNEA, Plataforma de Gestión Forestal. EEA-INTA Montecarlo, Misiones, Argentina.

Keller, H. 2008. Las plantas usadas para la construccion y el acondicionamiento de las viviendas y templos guaraníes de misiones. Argentina. Bomplandia 17, 65-81.

Keller, H. 2010. Plantas utilizadas por los guaraníes de Misiones (Argentina) para la fabricación y acondicionamiento de los instrumentos musicales. Darwiniana 48, 7-16.

Keller, H. 2017. La fotosíntesis de la cultura: estudios etnobiológicos en comunidades guaraníes de Misiones, Argentina. Centro de Estudios Antropológicos de la Universidad Catolica (CEADUC), Biblioteca Paraguaya de Antropología (Vol. 106), Asuncion, Paraguay, 569.

Keller, H.A. 2008a. Etnobotánica de comunidades guaraníes de Misiones, Argentina. Valoración de la vegetación como fuente de recursos. Tesis de doctorado, Universidad Nacional del Nordeste. Corrientes, Argentina.

Keller, H.A. 2008b. Las plantas usadas en la construcción y el acondicionamiento de las viviendas y templos guaraníes en Misiones, Argentina. Bonplandia 65-81.

Kelty, M.J. 2006. The role of species mixtures in plantation forestry. Forest Ecology and Management 233(2-3), 195-204.

Kelty, M.J., Larson, B.C., Oliver, C.D. (eds.), 1992. The ecology and silviculture of mixed-species forests: a festschrift for David M. Smith (Vol. 40). Springer Science Business Media, Dordrecht, Netherlands, 29.

Keuroghlian, A., Eaton, D.P. 2008. Fruit availability and peccary frugivory in an isolated Atlantic Forest fragment: effects on peccary ranging behavior and habitat use. Biotropica 40: 62–70.

Kiltie, R.A. 1982. Bite force as a basis for niche differentiation between rain forest peccaries (Tayassu tajacu and T. pecari). Biotropica 14(3), 188-195.

Kostlin, L. 2010. Ocupaciones de tierras privadas y conflicto en el nordeste. La conformación de un ciclo inicial de lucha por la tierra en Misiones. En: Manzanal, M Villarreal, F. (Orgs.). El desarrollo y sus lógicas en disputa en el norte argentino. Ediciones CICCUS, Bs. As., Argentina, 47-70.

Kozarik, J.M. 1994. Los sistemas agroforestales en Argentina. Serie Técnica No. 2. Eldorado, Misiones, Argentina. Facultad de Ciencias Forestales, Universidad Nacional de Misiones. 73 .

Kratter, A.W. 1997. Bamboo Specialization by Amazonian Birds 1. Biotropica 29(1), 100-110.

Kremer, A., Ronce, O., Robledo Arnuncio, J.J., Guillaume, F., Bohrer, G., Nathan, R., Bridle, J.R., Gomulkiewicz, R., Klein, E.K., Ritland, K., Kuparinen, A., Gerber, S., Schueler, S. 2012. Long distance gene flow and adaptation of forest trees to rapid climate change. Ecology letters 15(4), 378-392.

Kujawska M., Łuczaj, Ł. 2015. Wild edible plants used by the polish community in Misiones, Argentina. Human Ecology 43(6), 855-869.

Kujawska, M., Hilgert, N.I., Keller, H.A., Gil, G. 2017. Medicinal plant diversity and inter-cultural interactions between Indigenous Guarani, Criollos and Polish Migrants in the Subtropics of Argentina. PloS one 12(1), e0169373.

Kukkala, A.S., Moilanen, A. 2017. Ecosystem services and connectivity in spatial conservation prioritization. Landscape Ecology 32(1), 5-14.

Kunstler, G., Falster, D., Coomes, D.A., Hui, F., Kooyman, R.M., Laughlin, D.C., Poorter, L., Vanderwel, M., Vieilledent, G., Wright, S.J., Aiba, M., Baraloto, C., Caspersen, J., Cornelissen, J.H.C., Gourlet-Fleury, S., Hanewinkel, M., Herault, B., Kattge, J., Kurokawa, H., Onoda, Y., Peñuelas, J., Poorter, H., Uriarte, M., Richardson, S., Ruiz-Benito, P., Sun, I-F., Ståhl, G., Swenson, N.G., Thompson, J., Westerlund, B., Wirth, C., Zavala, M.A., Zeng, H., Zimmerman, J.K., Zimmermann, N.E., Westoby, M. 2016. Plant functional traits have globally consistent effects on competition. Nature 529(7585), 204-207.

Kurten, E.L. 2013. Cascading effects of contemporaneous defaunation on tropical forest communities. Biological Conservation 163, 22-32.

Lacorte, S.M., Domecq, C., San José, M., Hennig, A., Fassola, H., Pachas, A., Colcombet L., Hampel H., Espíndola, H.F. 2009. Análisis de un Sistema Silvopastoril en el sur de Misiones, Argentina. Producción forestal, forrajera y de carne. Estudio de Caso. En: Actas I Congreso Nacional de Sistemas Silvopastoriles. Posadas, Misiones, Argentina, 1-11.

Lakerveld, R.P., Lele, S., Crane, T.A., Fortuin, K.P.J., Springate-Baginski, O. 2015. The social distribution of provisioning forest ecosystem services: Evidence and insights from Odisha, India. Ecosystem Services 14, 56-66.

Lammertink, M., Fernández, J.M., Cockle, K.L. 2019. Helmeted Woodpeckers roost in decay-formed cavities in large living trees: A clue to an old-growth forest association. The Condor: Ornithological Applications 121(1), duy016.

Lamprecht, H. 1990. Silvicultura en los Trópicos. Agencia Alemana de Cooperación Técnica (GTZ), Eschborn, Alemania, 335.

Latorre, F., Abud Sierra, M.L., Alarcón, P., Fassola, H. 2014. Estudio aerobiológico de *Araucaria angustifolia* (Bertol.) Kuntze en San Antonio, Misiones. ISSN-L1668-5385 UNAM, Misiones, Argentina, 483-490.

Latorre, F., Alarcón, P., Fassola, H. 2013. Distribución temporal y espacial del polen de *Araucaria angustifolia* (Araucariaceae) en Misiones, Argentina. Boletín de la Sociedad Argentina de Botánica 48(3-4), 453-464.

Leimu, R., Fischer, M. 2010. Between-population outbreeding affects plant defence. PLoS One 5(9), e12614.

Leishman, M.R., Wright, I.J., Moles, A.T., Westoby, M. 2000. The evolutionary ecology of seed size. Chapter 2. En: Fenner, M. (ed.), Seeds: The Ecology of Regeneration in Plant Communities, CAB International, Wallingford, U.K., 31–57.

Lema V.S. 2013. Criar y ser criados por las plantas y sus espacios en los Andes septentrionales de Argentina. En: Benedetti A., Tomasi, J. (eds.), Espacialidades de las tierras altoandinas. Avances de investigación desde el noroeste argentino. Facultad de Filosofía y Letras de la Universidad de Buenos Aires, Bs. As., Argentina, 1–28.

Levis, C., Costa, F.R., Bongers, F., Peña-Claros, M., Clement, C.R., Junqueira, A.B., ..., Steege, H.T. 2017. Persistent effects of pre-Columbian plant domestication on Amazonian forest composition. Science 355(6328), 925-931.

Lindenmayer, D.B., Hobbs, R.J., Salt, D. 2003. Plantation forests and biodiversity conservation. Australian Forestry 66(1), 62-66.

Lindenmayer, D.B., Laurance, W.F. 2017. The ecology, distribution, conservation and management of large old trees. Biological Reviews 92(3), 1434-1458.

Lisi, C.S., Fo, M.T., Botosso, P.C., Roig, F.A., Maria, V.R., Ferreira-Fedele, L., Voigt, A.R. 2008. Tree-ring formation, radial increment periodicity, and phenology of tree species from a seasonal semi-deciduous forest in southeast Brazil. Iawa Journal 29(2), 189-207.

Londoño, X. 2001. Evaluation of bamboo resources in latin america. A Summary of the Final Report of Project No. 96-8300-01-4. International Network for Bamboo and Rattan. Instituto Vallecaucano de Investigaciones Científicas, Cali, Colombia, 30.

MA (Ministerio de Agroindustria, Presidencia de la Nación Argentina), 2016. Superficies forestadas en la República Argentina por Provincia y Grupo de Especies. http://forestoindustria.magyp.gob.ar/plantaciones-forestales.

Mac Donagh, P., Rivero, L. 2005. ¿Es posible el uso sostenible de los bosques de la Selva Misionera. En: Brown, A., Martinez Ortiz, U., Acerbi, M., Corcuera, J. (eds.), La Situación Ambiental de la Argentina. Fundación Vida Silvestre Argentina, Bs. As., Argentina,. 210-217.

Macedo, A.C., Kageyama, P.Y., Costa, L.G. 1993. Revegetação: matas ciliares e proteção ambiental. Fundação Florestal, Secretaria de Estado do Meio Ambiente, Governo do Estado, São Paulo, Brasil, 24.

Malizia, A., Campanello, P.I., Villagra, M., Ceballos, S. 2015. Geographical, taxonomical and ecological aspects of lianas in subtropical forests of Argentina. En: Parthasarathy, N. (ed.), Biodiversity of Liana. Springer-Verlag, Dordrecht, The Netherlands, 17-42.

Manzanal, M., Arzeno, M. 2011. Territorio y poder en la globalización. Disputas por la tierra en el nordeste de Misiones, Argentina. Revista Paraguaya de Sociología 48(138), 163-191.

Manzanal, M., Arzeno, M., Ponce, M. 2011. Desarrollo, territorio y conflicto en el nordeste de Misiones. Avá 19, ISSN 1851-1694. 22.

Marino, G.D., Miñarro, F., Zaccagnini, M.E., López-Lanus, B. 2013. Pastizales y sabanas del Cono Sur de Sudamérica: iniciativas para su conservación en la Argentina. AOP- Aves Argentinas, Bs. As., Argentina, 576.

Markl, J.S., Schleuning, M., Forget, P.M., Jordano, P., Lambert, J.E., Traveset, A., Wright, S.J., Böhning Gaese, K. 2012. Meta analysis of the effects of human disturbance on seed dispersal by animals. Conservation biology 26(6), 1072-1081.

Martínez Crovetto, R. 1968b. La alimentación entre los indios guaraníes de Misiones. Etnobiológica 4, 1-124.

Martínez Crovetto, R.M. 1968a. Notas sobre la agricultura de los indios Guaraníes de Misiones (República Argentina). Etnobiológica 10, 1-11.

Martinez Pardo, J.M., Paviolo, A., Saura, S., De Angelo, C. 2017. Halting the isolation of jaguars: where to act locally to sustain connectivity in their southernmost population. Animal conservation 20(6), 543-554.

Martínez-Crovetto, R. 1963. Esquema fitogeográfico de la provincia de Misiones (República Argentina). Bonplandia 1, 171-223.

Martínez Garza, C., Howe, H.F. 2003. Restoring tropical diversity: beating the time tax on species loss. Journal of Applied Ecology 40(3), 423-429.

Mastrangelo, A. 2012. De enemigo vencido a tesoro cercado: Un estudio etnohistórico sobre el ambiente en la producción forestal del Alto Paraná de Misiones (Arg.). Avá, 20, 9-32.

MAyDS (Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible), 2017.Ley 26331 de Presupuestos Mínimos de Protección Ambiental de los Bosques Nativos. Informe de estado de implementación 2010-2015. Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible, Presidencia de la Nación, Bs. As., Argentina, 37.

Mayol, R.M., Molina, S.P. 2004. Efectos de concentraciones del ácido indolbutírico en la macropropagación de estacas de Ilex paraguariensis St. Hil. En: Actas XXV Reunión Argentina de Fisiología Vegetal. Santa Rosa, La Pampa, Argentina, 169 .

Mayol, R.M., Molina, S.P. 2010. Propagación vegetativa de yerba mate y té. En: Mariotti, J.A. (ed.), Cultivos Industriales - Avances 2006/2009. Informe del Programa Nacional de Cultivos Industriales del INTA. Ediciones INTA, Bs. As., Argentina, pp.76-80.

McConkey, K.R., O'Farrill, G. 2015. Cryptic function loss in animal populations. Trends in Ecology and Evolution 30, 182–189.

McFadden, T.N., Dirzo, R. 2018. Opening the silvicultural toolbox: A new framework for conserving biodiversity in Chilean timber plantations. Forest Ecology and Management 425, 75-84.

Medici, E.P., Desbiez, A.L.J. 2012. Population viability analysis: using a modeling tool to assess the viability of tapir populations in fragmented landscapes. Integrative Zoology 7(4):356-372.

Medina, M., Perez Flores, M., Ritter, L., Goya, J.F., Pinazo M., Arturi, M.F. 2017. Regeneración espontanea de especies maderables en plantaciones de *Araucaria angustifolia* (bertol) Kuntze en misiones. En: Actas XXXI Jornadas Forestales de Entre Ríos.

Medina, M., Pérez Flores, M., Goya, J.F., Campanello, P., Pinazo, M.A:, Ritter, L.J., Arturi, M.F. 2020. Native tree regeneration in native tree plantations: understanding the contribution of *Araucaria angustifolia* to biodiversity conservation in the threatened Atlantic Forest in Argentina. Austral Ecology 45, 229-239

Mendes, L.W., Tsai, S.M. 2018. Distinct taxonomic and functional composition of soil microbiomes along the gradient forest-restinga-mangrove in southeastern Brazil. Antonie van Leeuwenhoek, 111(1), 101-114.

MEyRNR. 2018. Corredor verde. Provincia de Misiones. Argentina. Acceso a página 07/2018. http://www.ecologia.misiones.gov.ar/ecoweb/index.php/descgen-corredor-verde

Michel, N.L., Sherry, T.W. 2012. Human-altered mesoherbivore densities and cascading effects on plant and animal communities in fragmented tropical forests. En: Sudarshana, P. (ed.), Tropical Forest. IntechOpen, London, U.K., 177.202.

Millennium Ecosystem Assessment (MEA), 2005. Ecosystems and Human Well-being: Synthesis. Island Press, Washington DC, EE. UU., 137 pp.

Milner-Gulland, E.J., Bennett, E.L. 2003. Wild meat: the bigger picture. Trends in Ecology and Evolution 18(7): 351–357.

Mitchell, S.J. 2012. Wind as a natural disturbance agent in forests: a synthesis. Forestry 86(2), 147-157.

Mittermeier, R.A., Robles Gil, P., Hoffman, M., Pilgrim, J., Brooks, T., Mittermeier, C.G., Lamoreux, J., da Fonseca, G.A.B. 2004. Hotspots Revisited. CEMEX, México, 200.

Molina, S.P., Mayol, R.M., Ohashi, D.V., Bálsamo, M.G., Kuzdra, H.J., Arndt, G.M., Skromeda, M.M. 2017b. Sustratos para el enraizamiento de clones de Ilex paraguariensis St. Hil. VII Congresso Sul-Americano da Erva-Mate. En: Actas III Simpósio Internacional de Erva-Mate é Saúde, I Feira de Tecnologia na Indústria Ervateira.

Molina, S.P., Sapa, G.A., Gallardo, R., Radovancich, A., Mathot, M., Mayol, R.M. 2017a. Efecto de la putrescina y el IBA en la formación de raíces adventicias en estacas de yerba mate. En: Actas VII Congresso Sul-Americano da Erva-Mate, III Simpósio Internacional de Erva-Mate é Saúde, I Feira de Tecnologia na Indústria Ervateira.

Molino, O. 1970. Resultados de ensayos sobre intensidad de raleos en *Araucaria agustifolia*. Revista Forestal Argentina 14(1), 15-18.

Monroe, P.H.M., Gama-Rodrigues, E.F., Gama-Rodrigues, A.C., Marques, J.R.B. 2016. Soil carbon stocks and origin under different cacao agroforestry systems in Southern Bahia, Brazil. Agriculture, Ecosystems Environment 221, 99-108.

Montagnini, F., Eibl, B., Fernández, R. 2005. Adaptabilidad y crecimiento de especies forestales nativas de bosque húmedo subtropical en sitios degradados de Misiones, Argentina. Yvyraretá 13, 10-16.

Montagnini, F., Eibl, B., Grance, L., Maiocco, D., Nozzi, D. 1997. Enrichment planting in overexploited subtropical forests of the Paranaense region of Misiones, Argentina. Forest Ecology and Management 99(1-2), 237-246.

Montagnini, F., Fernández, R., Hamilton, H. 1995. Relaciones entre especies nativas y la fertilidad de los suelos. Parte 1: Contenido de elementos en la biomasa. Yvyraretá 6(6), 5-12.

Montti, L., Campanello, P.I., Gatti, M.G., Blundo, C., Austin, A.T., Sala, O.E., Goldstein, G. 2011. Understory bamboo flowering provides a very narrow light window of opportunity for canopy-tree recruitment in a neotropical forest of Misiones, Argentina. Forest Ecology and Management 262(8), 1360-1369

Montti, L., Villagra, M., Campanello, P.I., Gatti, M.G., Goldstein, G. 2014. Functional traits enhance invasiveness of bamboos over co-occurring tree saplings in the semideciduous Atlantic Forest. Acta Oecologica 54, 36-44.

Moreno-Calles, A. Casas, A., Blancas, J., Torres, I., Masera, O., Caballero, J., García-Barrios, L., Pérez-Negrón E., Rangel-

Landa, S. 2010. Agroforestry systems and biodiversity conservation in arid zones: the case of the Tehuacán Valley, Central México. Agroforestry Systems, 80(3), 315-331.

Mostacedo, B.C., Fredericksen, T.S. 1999. Regeneration status of important tropical forest tree species in Bolivia: assessment and recommendations. Forest Ecology and Management, 124(2-3), 263-273.

Muller Landau, H.C. 2004. Interspecific and inter site variation in wood specific gravity of tropical trees. Biotropica 36(1), 20-32.

Munévar, A., Rubio, G.D., Zurita, G.A. 2018. Changes in spider diversity through the growth cycle of pine plantations in the semi-deciduous Atlantic forest: The role of prey availability and abiotic conditions. Forest Ecology and Management 424, 536-544.

Muñoz, D. 1993. Plan de Manejo Parque Provincial Cruce Caballero. Informe Final C.F.I- Ministerio de Ecología y R.N.R., Misiones, Argentina, 100.

Myers, N., Mittermeier, R.A., Mittermeier, C.G., Da Fonseca, G.A., Kent, J. 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. Nature, 403(6772), 853-858.

Nabe-Nielsen, J., Kollmann, J., Peña-Claros, M. 2009. Effects of liana load, tree diameter and distances between conspecifics on seed production in tropical timber trees. Forest Ecology and Management 257(3), 987-993.

Namkoong, G. 2003. Conservation and breeding of forest trees. En: Owens, J.N. (ed.), Forests and Forest Plants, Encyclopedia of Life Support Systems (Vol. III). UNESCO, EOLSS publishers, Paris, France, pp. 106-121.

Nappo, M.E., Griffith, J.J., Martins, S.V., Júnior, M., De, P., Souza, A.L.D., Oliveira Filho, A.T.D. 2004. Dinâmica da estrutura fitossociológica da regeneração natural em sub-bosque de Mimosa scabrella Bentham em área minerada, em Poços de Caldas, MG. Revista Árvore 28(6), 811-829.

Nathan, R., Muller-Landau, H.C. 2000. Spatial patterns of seed dispersal, their determinants and consequences for recruitment. Trends in ecology evolution 15(7), 278-285.

Neiff, J.J. 1990. Ideas para la interpretación ecológica del Paraná. Interciencia 15 (6), 424-441.

Neiff, J.J. 1996. Large rivers of South America: toward the new approach. Internationale Vereinigung für theoretische und angewandte Limnologie: Verhandlungen 26(1), 167-180.

Neiff, J.J. 2001. Diversity in some tropical wetland systems of South America. En: Gopal, B., Junk, W.J., Davis, J.A. (eds.), Biodiversity in wetlands: assessment, function and conservation. Backhuys Publishers, Leiden, Holanda, 1-60.

Neiff, J.J. 2005. Bosques fluviales de la cuenca del Paraná. En: Arturi M.F., Frangi J.L., Goya J.F. (eds.) Ecología y Manejo de los Bosques de Argentina. EDULP, La Plata, 1–26.

Neiff, J.J., Reboratti, H.J. 1989. Estructura y dinámica de bosques de Tessaria integrifolia. II: análisis del crecimiento y productividad. Boletín de la Sociedad Argentina de Botánica 26 (1-2), 39-43.

Neiff, J.J., Reboratti, H.J., Gorleri, M.C., Basualdo, M. 1985. Impacto de las crecientes extraordinarias sobre los bosques fluviales del Bajo Paraguay. Boletín de la Comisión Especial del Río Bermejo 4, 13-23.

Neiff, J.J., Reboratti, H.J., Roberto, N.T. 1988. Alternativas de manejo y aprovechamiento de alisales nativos y probabilidades de implantación de cultivares de Tessaria integrifolia en condiciones de tierra firme. Agropecuaria, 54, 19-23. Argentina.

Nelson, E., Mendoza, G., Regetz, J., Polasky, S., Tallis, H., Cameron, D., Chan, K.M., Daily, G.C., Goldstein, J., Kareiva, P.M., Lonsdorf, E., Naidoo, R., Ricketts, T.H., Shaw, M. 2009. Modeling multiple ecosystem services, biodiversity conservation, commodity production, and tradeoffs at landscape scales. Frontiers in Ecology and the Environment 7(1), 4-11.

Neuschulz, E.L., Mueller, T., Schleuning, M., Böhning-Gaese, K. 2016. Pollination and seed dispersal are the most threatened processes of plant regeneration. Scientific Reports 6, 29839.

Nichols, E., Gardner, T.A., Peres, C.A., Spector, S. 2009. Co declining mammals and dung beetles: an impending ecological cascade. Oikos 118(4), 481-487.

Nichols, E., Spector, S., Louzada, J., Larsen, T., Amezquita, S., Favila, M.E., Network, T.S.R. 2008. Ecological functions and ecosystem services provided by Scarabaeinae dung beetles. Biological Conservation 141(6), 1461-1474.

Nichols, J.D., Bristow, M., Vanclay, J.K. 2006. Mixed-species plantations: prospects and challenges. Forest Ecology and Management 233(2-3), 383-390.

Niklas, K.J., Spatz, H.C. 2010. Worldwide correlations of mechanical properties and green wood density. American Journal of Botany 97(10), 1587-1594.

Norgaard, R.B. 2010. Ecosystem services: From eye-opening metaphor to complexity blinder. Ecological Economics 69(6), 1219-1227.

Olguin, F.Y., Moretti, A.P., Pinazo, M.A., Graciano C. 2019. Morpho-physiological acclimation to canopy coverage of *Araucaria angustifol*ia during the establishment in the Atlantic Forest, Argentina. Bosque (Valdivia), 40(3), 323-333.

Ohashi, D., De Coll, O., Mayol, M., Munaretto, N., Escalada, R., Fontana, H., Molina, S., Bálsamo, M., Arndt, G., Skromeda, M., Schoffen, V. 2018. Propuesta de manejo integrado de plagas para el cultivo de yerba mate. En: Miscelánea N° 75. EEA-INTA, Cerro Azul, Misiones, Argentina, 19 pp.

Oliva Carrasco, L., Bucci, S.J., Di Francescantonio, D., Lezcano, O.A., Campanello, P.I., Scholz, F.G., Rodríguez, S.A., Madanes, N., Cristiano, P., Hao, G.Y., Holbrook, M.N., Goldstein, G. 2015. Water storage dynamics in the main stem of subtropical tree species differing in wood density, growth rate and life history traits. Tree physiology 35(4), 354-365.

Oliveira Filho, A.T., Fontes, M.A.L. 2000. Patterns of floristic differentiation among Atlantic Forests in Southeastern Brazil and the influence of climate 1. Biotropica 32(4b), 793-810.

Ottone, J.R. 2005. Arboles forestales. Prácticas de cultivo. 1a Edición. Orientación Gráfica, Bs. As., Argentina, 556.

Owuor, S.O., Butterbach-Bahl, K., Guzha, A.C., Jacobs, S., Merbold, L., Rufino, M.C., Pelster, D.E., Díaz-Pinés, E., Breuer, L. 2018. Conversion of natural forest results in a significant degradation of soil hydraulic properties in the highlands of Kenya. Soil and Tillage Research 176, 36-44.

Pacheco, L.F., Simonetti, J.A. 2000. Genetic structure of a mimosoid tree deprived of its seed disperser, the spider monkey. Conservation Biology 14(6), 1766-1775.

Pahr, N.M., Fernández, R.A., Martiarena, R.A., Von Wallis, A., Lupi, A.M. 2013. Efecto de técnicas de establecimiento sobre la calidad del suelo y la productividad de *Araucaria angustifolia* a los once años de aplicadas. En: Actas IV Congreso Forestal Argentino y Latinoamericano. Puerto Iguazú, Misiones, Argentina.

Panizzo C.C., Fernández P.V., Colombatto D., Ciancia M., Vega A.S. 2017. Anatomy, nutritional value and cell wall chemical analysis of foliage leaves of *Guadua chacoensis* (Poaceae, Bambusoideae, Bambuseae), a promising source of forage. Journal of the Science of Food and Agriculture 97(4), 1349-1358.

Passos, L., Oliveira, P.S. 2002. Ants affect the distribution and performance of seedlings of Clusia criuva, a primarily bird dispersed rain forest tree. Journal of Ecology 90(3), 517-528.

Paulus G., Schlindwein, S.L. 2001. Agricultura sustentável ou (re) construção do significado de agricultura? Agroecologia e desenvolvimento rural sustentável 2(3), 44–52.

Paviolo, A. 2007. Densidad de yaguareté (Panthera onca) en la Selva Paranaense: se relación con la disponibilidad de presas, presión de caza y coexistencia con el puma (Puma concolor). Tesis doctoral, Universidad Nacional de Córdoba.

Paviolo, A., De Angelo, C., Di Blanco, Y., Agostini, I., Pizzio, E., Melzew, R., Ferrari, C., Palacio, L., Di Bitetti, M.S. 2009a. Efecto de la caza y el nivel de protección en la abundancia de los grandes mamíferos del Bosque Atlántico de Misiones. En: Carpinetti, B., Garciarena, M. (eds.), Contribuciones para la Conservación y Manejo en el Parque Nacional Iguazú. Administración de Parques Nacionales, Bs. As., Argentina, 237-254

Paviolo, A., De Angelo, C., Ferraz, K.M.P.M.B., Morato, R.G., Martinez Pardo, J., Srbek-Araujo, A.C., de Mello Beisegel, B., Lima, F., Sana, D., Xavier da Silva, M., Velázquez, M.C., Cullen, L., Crawshaw, P., Jorge, M.L.S.P., Galetti Jr., P.M., Di Bitetti, M.S., Cunha de Paula, R., Eizirik, E., Aide, M.T., Cruz, P., Perilli, M.L.L., Souza, A.S.M.C., Quiroga, V., Nakano, E., Ramírez Pinto, F., Fernández, S., Costa, S., Amorim Moraes Jr.E., Azevedo, F. 2016. A biodiversity hotspot without its top predator: The challenge of jaguar conservation in the Atlantic Forest of South America. Scientific Reports 6, 37147.

Paviolo, A., De Angelo, C.D., Di Blanco, Y.E., Di Bitetti, M.S. 2008. Jaguar Panthera onca population decline in the upper Paraná Atlantic forest of Argentina and Brazil. Oryx 42(4), 554-561.

Paviolo, A., Di Blanco, Y.E., De Angelo, C.D., Di Bitetti, M.S. 2009b. Protection affects puma abundance and activity patterns in the Atlantic Forest. Journal of Mammalogy 90(4), 926-934.

Pearson, T.R., Burslem, D.F., Goeriz, R.E., Dalling, J.W. 2003. Interactions of gap size and herbivory on establishment, growth and survival of three species of neotropical pioneer trees. Journal of Ecology 91(5), 785-796.

Peña-Claros, M., Fredericksen, T.S., Alarcón, A., Blate, G.M., Choque, U., Leaño, C., Liconaa, J.C., Mostacedoa, B., Pariona, W., Villegas, Z., Putz, F.E. 2008. Beyond reduced-impact logging: silvicultural treatments to increase growth rates of tropical trees. Forest Ecology and Management 256(7), 1458-1467.

Pennington, R.T., Lavin, M., Oliveira-Filho, A. 2009. Woody plant diversity, evolution, and ecology in the tropics: perspectives from seasonally dry tropical forests. Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics 40, 437-457.

Pereira Alvarenga, A., Alvarenga Botelho, S., Pereira, I.M. 2006. Avaliação da regeneração natural na recomposição de matas ciliares em nascentes na região sul de Minas Gerais. Cerne, Lavras 12(4), 360-372.

Peres, C.A., Emilio, T., Schietti, J., Desmoulière, S.J., Levi, T. 2016. Dispersal limitation induces long-term biomass collapse in overhunted Amazonian forests. Proceedings of the National Academy of Sciences 113(4), 892-897.

Peres, C.A., Palacios, E. 2007. Basin wide effects of game harvest on vertebrate population densities in Amazonian forests: implications for animal mediated seed dispersal. Biotropica 39(3), 304-315.

Perez Casar, L. 2016. Silvopastoril, un sistema en expansión en la Argentina. Revista de investigaciones agropecuarias 42(2), 120-123.

Petene Calvi, G. 2006. A nucleação como ferramenta para recuperação de áreas degradadas pela atividade petrolífera. Instituto nacional de pesquisas da amazônia - INPA. Programa de pós-graduação em biologia tropical e recursos naturais. Manaus. Brasil.

Pietrek, A.G., Branch, L.C. 2011. Native plantations as an important element for biodiversity in vanishing forested landscapes: A study of the near threatened araucaria tit spinetail (Leptasthenura setaria, Furnariidae). Austral ecology 36(1), 109-116.

Pinard, M.A., Putz, F.E. 1996. Retaining forest biomass by reducing logging damage. Biotropica 278-295.

Pinazo, M.A., Dummel, C., Moscovich, F.A. 2014. Aplicación de corta de lianas y tacuaras como práctica para la recuperación y manejo de bosques nativos aprovechados en la Selva Paranaense. Estudio de caso. En: Actas Jornadas Técnicas, Forestales y Ambientales. Eldorado, Misiones, Argentina.

Pinazo, M.A., Dummel, C.J., Moscovich, F.A., Knebel, O.E. 2012. Efecto del corte de lianas y tacuaras sobre las incorporaciones, mortalidad y crecimiento en un bosque aprovechado en el Norte de Misiones, Argentina. En: Actas 15as Jornadas Técnicas Forestales y Ambientales. Eldorado, Misiones, Argentina.

Piriz Carrillo, V.P., Chaves, A., Fassola, H., Mugridge, A. 2003. Refrigerated storage of seeds of *Araucaria angustifolia* (Bert.) O. Kuntze over a period of 24 months. Seed Science and Technology 31(2), 411-421.

Pizo, M.A. 1997. Seed dispersal and predation in two populations of *Cabralea canjerana* (Meliaceae) in the Atlantic Forest of southeastern Brazil. Journal of Tropical Ecology 13(4), 559-577.

Pizo, M.A., Oliveira, P.S. 1998. Interaction between ants and seeds of a nonmyrmecochorous neotropical tree, Cabralea canjerana (Meliaceae), in the Atlantic forest of southeast Brazil. American Journal of Botany 85(5), 669-674.

Pizo, M.A., Oliveira, P.S. 2001. Size and lipid content of nonmyrmecochorous diaspores: effects on the interaction with litter-foraging ants in the Atlantic rain forest of Brazil. Plant Ecology 157(1), 37-52.

Placci, G., Di Bitetti, M. 2005. Situación ambiental en la ecorregión del Bosque Atlántico del Alto Paraná (Selva Paranaense). En: Brown, A., Martinez Ortiz, U., Acerbi, M., Corcuera, J. (eds.), La situación Ambiental Argentina 2005. Fundación Vida Silvestre, Buenos Aires, Argentina, 195-225.

Pochettino, M.L. 2015. La dinámica en la horticultura en comunidades mbya-guaraní, Misiones, Argentina. Etnobiología 5(1), 36-50.

Poorter, L., Bongers, F., Sterck, F.J., Wöll, H. 2005. Beyond the regeneration phase: differentiation of height–light trajectories among tropical tree species. Journal of ecology 93(2), 256-267.

Poorter, L., Wright, S.J., Paz, H., Ackerly, D.D., Condit, R., Ibarra-Manríquez, G., Harms, K.E., Licona, J.C., Martínez-Ramos, M., Mazer, S.J., Muller-Landau, H.C., Peña-Claros, M., Webb, C.O., Wright, I.J. 2008. Are functional traits good predictors of demographic rates? Evidence from five neotropical forests. Ecology 89(7), 1908-1920.

Prado, D.E. 2000. Seasonally dry forests of tropical South America: from forgotten ecosystems to a new phytogeographic unit. Edinburgh Journal of Botany 57(3), 437-461.

Prat Kricun, S.D., Belingheri, L.D., Píccolo, G.A., Flores, S.E.R., Fontana, H.P. 1986. Yerba Mate: Informe sobre investigaciones realizadas, período 1984-85. En: Miscelánea N° 15. EEA-INTA Cerro Azul, Misiones, Argentina, 32.

Pulido M.T., Pagaza-Calderón, E.M., Martínez-Ballesté, A., Maldonado-Almanza, B., Saynes, A., Pacheco, R.M. 2008. Home gardens as an alternative for sustainability: Challenges and perspectives in Latin America. Current Topics in Ethnobotany 37, 1–25.

Putz, F.E. 1984. The natural history of lianas on Barro Colorado Island, Panama. Ecology 65(6), 1713-1724.

Putz, F.E., Brokaw, N.V. 1989. Sprouting of broken trees on Barro Colorado island, Panama. Ecology 70(2), 508-512.

Putz, F.E., Coley, P.D., Lu, K., Montalvo, A., Aiello, A. 1983. Uprooting and snapping of trees: structural determinants and ecological consequences. Canadian Journal of Forest Research 13(5), 1011-1020.

Putz, F.E., Sist, P., Fredericksen, T., Dykstra, D. 2008. Reduced-impact logging: challenges and opportunities. Forest Ecology and Management 256(7), 1427-1433.

Raudsepp-Hearne, C., Peterson, G.D., Bennett, E.M. 2010. Ecosystem service bundles for analyzing tradeoffs in diverse landscapes. Proceedings of the National Academy of Sciences 107(11), 5242-5247.

Reboratti, C. 2014. Dinámica ambiental de la provincia de Corrientes. En: Celman, L.B. (ed.), Educar para un desarrollo forestoindustrial sostenible. Provincia de Corrientes, Fundación Ambiente y Desarrollo, Consejo Federal de Inversiones, Dirección de Recursos Forestales de la Provincia de Corrientes, Ciudad Autónoma de Buenos Aires, Bs. As., Argentina, 19-24.

Reboratti, H.J., Neiff, J.J. 1987. Distribución de los alisales de Tessaria integrifolia (Ruiz et Pavón) en los grandes ríos de la Cuenca del Plata. Boletín de la Sociedad Argentina de Botánica 25(1-2), 25-42.

Reboratti, H.J., Neiff, J.J., Romano, M. 1987. Estructura de los alisales de Tessaria integrifolia. I. Análisis poblacional de rodales típicos. Revista de la Asociación de Ciencias Naturales del Litoral 18, 77-83.

Redford, K.H. 1992. The empty forest. Bioscience 42, 412–422.

Reider, K.E., Carson, W.P., Donnelly, M.A. 2013. Effects of collared peccary (Pecari tajacu) exclusion on leaf litter amphibians and reptiles in a Neotropical wet forest, Costa Rica. Biological Conservation 163, 90-98.

Reis, A., Bechara, F.C., Espíndola, M.D., Vieira, N.K., Souza, L.D. 2003. Restauração de áreas degradadas: a nucleação como base para incrementar os processos sucessionais. Natureza Conservação 1(1), 28-36.

Reis, A., Bechara, F.C., Tres, D.R. 2010. A nucleação na restauração ecológica de ecossistemas tropicais. Scientia Agricola 67(2), 244-250.

Reis, A., Três, D.R., Bechara, F.C. 2006. Novos Aspectos da Restauração de Áreas Degradadas. Universidade Federal de Santa Catarina, PET Biologia-UFSC, Santa Catarina, Brasil, 106.

Reis, M.S., Ladio, A., Peroni, N. 2014. Landscapes with Araucaria in South America: evidence for a cultural dimension. Ecology and Society 19(2), 43.

Reis, M.S., Montagna, T., Mattos, A.G., Filippon, S., Ladio, A.H., Marques, A.D.C., Zechini, A.A., Peroni, N., Mantovani, A. 2018. Domesticated Landscapes in Araucaria Forests, Southern Brazil: A Multispecies Local Conservation-by-Use System. Frontiers in Ecology and Evolution, 6(11).

Riat, P., Stampella, P.C., Pochettino, M.L. 2018. Incidencia de la estrategia de uso múltiple en la autosubsistencia de dos comunidades campesinas de la Argentina. Gaia Scientia 12(1), 128-145.

Ribeiro, M.C., Metzger, J.P., Martensen, A.C., Ponzoni, F.J., Hirota, M.M. 2009. The Brazilian Atlantic Forest: How much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. Biological conservation 142(6), 1141-1153.

Riegelhaupt, E., Bacalini, P., Arias Chalico, T., Mora Ardila, F., Burkart R. 2009. Proyecto: Ensayo de técnicas simples de manejo para el aumento de la productividad maderera y conservación de la biodiversidad en la Selva Misionera. Evaluación de resultados de mortalidad, reclutamiento y crecimiento a siete años de aplicados los tratamientos de manejo. En: Carpinetti, B., Garciarena M., Almirón, M. (eds.), Parque Nacional Iguazú, Conservación y desarrollo en la Selva Paranaense de Argentina. Administración de Parques Nacionales, Bs. As., Argentina, pp. 135-224

Ríos, R.C., Galvão, F., Curcio, G.R. 2010. Estructura de las principales especies arbóreas en el parque cruce caballero y su similitud floristica con areas de Argentina y de Brasil. Ciência Florestal 20(2), 193-206.

Rios, R.S., Pacheco, L.F. 2006. The Effect of Dung and Dispersal on Postdispersal Seed Predation of *Attalea phalerata* (Arecaceae) by Bruchid Beetles 1. Biotropica 38(6), 778-781.

Ripple, W.J., Abernethy, K., Betts, M.G., Chapron, G., Dirzo, R., Galetti, M., Levi T., Lindsey P.A., Macdonald D.W., Machovina B., Newsome T.M., Peres C.A., Wallach A.D., Wolf, C., Young, H. 2016. Bushmeat hunting and extinction risk to the world's mammals. Royal Society open science 3(10): 160498.

Ritter, L.J., Campanello, P.I., Goya, J.F., Pinazo, M.A., Arturi, M.F. 2018. Plant size dependent response of native tree regeneration to landscape and stand variables in loblolly pine plantations in the Atlantic Forest, Argentina. Forest ecology and management 429, 457-466.

Roberts, P., Hunt, C., Arroyo-Kalin, M., Evans, D., Boivin, N. 2017. The deep human prehistory of global tropical forests and its relevance for modern conservation. Nature plants 3(8), 17093.

Rocha, C.F.D., Bergallo, H.G., Van Sluys, M., Alves, M.A.S., Jamel, C.E. 2007. The remnants of restinga habitats in the Brazilian Atlantic Forest of Rio de Janeiro state, Brazil: habitat loss and risk of disappearance. Brazilian Journal of Biology, 67(2), 263-273.

Rodrigues Pereira C., Radomski M.I., Richter A.S., de Oliveira Soares A., Porfirio-da-Silva V. 2014. Morfometria da copa de espécies arbóreas nativas em sistema silvipastoril. En: Porfírio-da-Silva V. (ed.), Anais do 1º Simpósio Internacional de Arborização de Pastagens em Regiões Subtropicais. Colombo, Brasil. Embrapa Florestas. Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento, 42-47.

Rodríguez, J., Beard Jr, T.D., Bennett, E., Cumming, G., Cork, S., Agard, J., Dobson, A.P Peterson, G. 2006. Trade-offs across space, time, and ecosystem services. Ecology and society 11(1), 28.

Rodriguez, M.E., Cardozo, A., Ruiz Díaz, M., Prado, D.E. 2004. Los bosques nativos misioneros: estado actual de su conocimiento y perspectivas. En: Arturi, M.F., Frangi, J.L., Goya, J.F. (eds.), Ecología y manejo de los bosques de Argentina. La Plata, Argentina. EDULP, 3-33.

Roldán, A.I., Simonetti, J.A. 2001. Plant mammal interactions in tropical Bolivian forests with different hunting pressures. Conservation Biology 15(3), 617-623.

Rosenfeld, J.S. 2002. Functional redundancy in ecology and conservation. Oikos 98, 1

Rosenvald, R., Lohmus, A. 2008. For what, when, and where is green-tree retention better than clear-cutting? A review of the biodiversity aspects. Forest Ecology and Management 255(1), 1-15.

Rotundo, C.A., Gauchat, M.E., Belaber, E., Alarcón, P. 2014. Avances en la selección de árboles plus de *Araucaria Angustifolia* (Bert.), en el NO de la provincia de Misiones. En: Actas VI Reunión GEMFO. EEA-INTA Delta del Paraná, Bs. As., Argentina.

Rúgolo de Agrasar, Z.E. 2016. Bambues leñosos nativos y Exóticos de la Argentina. Talleres Trama S.A., Bs. As., Argentina, 248.

Rúgolo de Agrasar, Z.E., Guerreiro, C., Lizarazu, M. 2013. Géneros y especies de bambúes identificados en el Delta. En: Peña, C.M., Tokatlian, L. (eds.), El Bambu en el Delta Bonaerense y su gente. Desarrollo de Proyectos Sustentables para el Delta de la Provincia de Buenos Aires: gestión 2008 - 2012. Dirección provincial de las islas, DPM, Bs. As., Argentina, 258.

Sánchez, A. Giraudo, A.R. 2003. The loss of Mbyá wisdom: disappearance of a legacy of sustainable use. En: Galindo-Leal, C., de Gusmão Câmara, I. (eds.), The Atlantic Forest of South America: biodiversity status, threats, and Outlook. Island Press, Washington DC, EE. UU., 200-206.

Sanford, R.L., Braker, H.E., Hartshorn, G.S. 1986. Canopy openings in a primary neotropical lowland forest. Journal of Tropical Ecology 2(3), 277-282.

Sarasola, M., Zelener, N., Fassola, H., Pahr N., Fernandez, R., Torales, S. 2011. Diversidad genética de Araucaria angustifolia (Bert.) O. Ktze. en una Reserva Forestal Argentina. Análisis de semillas 5, 84–88.

Scatena, F.N. 2002. El bosque neotropical desde una perspectiva jerárquica. En: Guariguata M.R., Katan G.H. (eds.), Ecología y conservación de bosques neotropicales. Libro Universitario Regional (LUR). Editorial Tecnológica de Costa Rica, Cartago, Costa Rica, 23-42.

Schall, P., Lödige, C., Beck, M., Ammer, C. 2012. Biomass allocation to roots and shoots is more sensitive to shade and drought in European beech than in Norway spruce seedlings. Forest Ecology and Management 266, 246-253.

Schiavoni, G. 2008. Repensar la reproducción Del campesinado a la agricultura familiar. En: Schiavoni, G (ed.), Campesinos y Agricultores familiares. La cuestión agraria en Misiones a fines del SXX. Ediciones CICCUS, Bs. As., Argentina, 13-31.

Schiavoni, G., Gallero, M.C. 2017. Colonización y Ocupación no planificada: La mercantilización de la tierra agrícola en Misiones (1920-2000). Travesía 19(1), 77-106.

Schnitzer S.A., Carson W.P. 2010. Lianas suppress tree regeneration and diversity in treefall gaps. Ecology Letters 13, 849-857.

Schnitzer, S.A., Bongers, F. 2002. The ecology of lianas and their role in forests. Trends in Ecology Evolution 17(5), 223-230.

Schnitzer, S.A., Carson, W.P. 2000. Have we forgotten the forest because of the trees?. Trends in ecology evolution, 15(9), 375-376.

Schnitzer, S.A., Dalling, J.W., Carson, W.P. 2000. The impact of lianas on tree regeneration in tropical forest canopy gaps: evidence for an alternative pathway of gap phase regeneration. Journal of Ecology 88(4), 655-666.

Schulze, M., Grogan, J., Landis, R.M., Vidal, E. 2008. How rare is too rare to harvest?: management challenges posed by timber species occurring at low densities in the Brazilian Amazon. Forest ecology and management 256(7), 1443-1457.

Seidler, T.G., Plotkin, J.B. 2006. Seed dispersal and spatial pattern in tropical trees. PLOS Biology 4(11), e344.

Seoane, J. 2006. Movimientos sociales y recursos naturales en América Latina: resistencias al neoliberalismo, configuración de alternativas. Sociedade e Estado 21(1), 85-107.

Shepherd, V.E., Chapman, C.A. 1998. Dung beetles as secondary seed dispersers: impact on seed predation and germination. Journal of Tropical Ecology 14(2), 199-215.

Sica, Y.V., Bravo, S.P., Giombini, M.I. 2014. Spatial pattern of pindó palm (Syagrus romanzoffiana) recruitment in Argentinian Atlantic Forest: the importance of tapir and effects of defaunation. Biotropica 46(6): 696–703.

SIFIP (Información Foresto-Industrial Provincial), 2016. Actualización del Inventario de Bosques Cultivados de la Provincia de Misiones. Inventario y Manejo Forestal de la Facultad de Ciencias Forestales de la Universidad Nacional de Misiones. Eldorado, Misiones.

Simard, S., Vyse, A., Larson, B. 2013. Meta-networks of fungi, fauna and flora as agents of complex adaptive systems. En: Messier, C., Puettmann, K.J., Coates, K.D. (eds.), Managing Forests as Complex Adaptive Systems. Routledge, New York, EE. UU., 133-164.

Simón, B.E., Latorre, F., Rotundo, C. 2018. Study of the reproductive phenology of *Araucaria angustifolia* in two environments of Argentina: Its application to the management of a species at risk. Global Ecology and Conservation,16, e00483.

Sips, P. 1993. Management of tropical secondary rain forests in Latin America. Today's challenge, tomorrow's accomplished fact? National Reference Centre for Nature Management of the Ministry of Agriculture, Nature Management and Fisheries, Wageningen, The Netherlands, 71.

Somarriba E. 1992. Revisiting the past : an essay on agroforestry definition Agroforestry Systems 19, 233-240.

Sosa, D.A. 1992. Evaluación de la productividad del cultivo de yerba mate en relación al estado nutricional suelo/planta. En: Curso de capacitación en producción de yerba mate. EEA-INTA, Cerro Azul, Misiones, Argentina, 61-64.

Sosa, D.A., González, P.B. 2008. Efectos de distintas dosis y composición de fertilizantes en el cultivo de la yerba mate en la provincia de Misiones. En: Actas XXI Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo. Potrero de los Funes, San Luis, Argentina.

Stampella P.C. 2015. Historia local de la naranja amarga (Citrus × Aurantium L., Rutaceae) del viejo mundo asilvestrada en el corredor de las antiguas Misiones Jesuíticas de la provincia de Misiones (Argentina). Caracterización desde una perspectiva interdisciplinaria. Universidad Nacional de La Plata, La Plata, Argentina, 230.

Stampella, P.C. 2018. La domesticación del paisaje en enclaves pluriculturales del sur de Misiones (Argentina): Una aproximación a través de los cítricos. Boletín de la Sociedad Argentina de Botánica 53(1), 135-150.

Stampella, P.C., Delucchi, G., Pochettino, M.L. 2013. Naturalización e identidad del" limón mandarina", Citrus x taitensis (Rutaceae, Aurantioideae) en la Argentina. Boletín de la Sociedad Argentina de Botánica 48(1), 161-169.

Sterba, H., del Rio, M., Brunner, A., Condes, S. 2014. Effect of species proportion definition on the evaluation of growth in pure vs. mixed stands. Forest Systems 23(3), 547-559.

Tella, J.L., Dénes, F.V., Zulian, V., Prestes, N.P., Martínez, J., Blanco, G., Hiraldo, F. 2016. Endangered plant-parrot mutualisms: seed tolerance to predation makes parrots pervasive dispersers of the Parana pine. Scientific reports 6, 31709.

Terborgh, J. 2013. Using Janzen–Connell to predict the consequences of defaunation and other disturbances of tropical forests. Biological Conservation 163, 7-12.

Teves, R., Caro, A. 2014. Bosques nativos. En: Celman, L.B. (ed.), Educar para un desarrollo forestoindustrial sustentable. Provincia de Corrientes. Fundación Ambiente y Desarrollo, Consejo Federal de Inversiones, Dirección de Recursos Forestales de la Provincia de Corrientes, C.A.B.A., Argentina, 25-30.

Thomas, E., Jalonen, R., Loo, J., Boshier, D., Gallo, L., Cavers, S., Bordács S., Smith P., Bozzano, M. 2014. Genetic considerations in ecosystem restoration using native tree species. Forest Ecology and Management 333, 66-75.

Thomas, P. 2013. Araucaria angustifolia. En: International Union for Conservation of Nature – IUCN. The IUCN Red List of Threatened Species. Switzerland.

Tobler, M.W., Anleu, R.G., Carrillo-Percastegui, S.E., Santizo, G.P., Polisar, J., Hartley, A.Z., Goldstein, I. 2018. Do responsibly managed logging concessions adequately protect jaguars and other large and medium-sized mammals? Two case studies from Guatemala and Peru. Biological conservation 220, 245-253.

Toledo V.M.N. Barrera-Bassols. 2009. La Memoria Biocultural: la importancia ecológica de las sabidurías tradicionales. Icaria editorial, Barcelona, España, 207.

Torquebiau E. 1992. Are tropical agroforestry home gardens sustainable? Agriculture, Ecosystems & Environment 41(2), 189-207.

Traveset, A., Robertson, A.W., Rodríguez-Pérez, J. 2007. A review on the role of endozoochory in seed germination. En: Dennis, A.J., Schupp, E.W., Green, R.J., Westcott, D.A. (eds.), Seed dispersal: theory and its application in a changing world. CAB International, Wallingford, U.K., 78-103.

Trentini, C.P., Campanello, P.I., Villagra, M., Ritter, L., Ares, A., Goldstein, G. 2017. Thinning of loblolly pine plantations in subtropical Argentina: Impact on microclimate and understory vegetation. Forest ecology and management 384, 236-247.

Uehara, G., Gillman, G. 1981. The mineralogy, chemistry, and physics of tropical soils with variable charge clays. Westview Press Inc., Colorado, EE. UU., 170.

Uhl, C., Clark, K., Dezzeo, N., Maquirino, P. 1988. Vegetation dynamics in Amazonian treefall gaps. Ecology 69(3), 751-763.

UMSEF (Unidad del Sistema de Evaluación Forestal), 2005. Mapa forestal Provincia de Misiones. Actualización Año 2002. Dirección de Bosques, Secretaría de Ambiente y Desarrollo Sostenible, Ministerio de Salud y Ambiente. Bs. As., Argentina.

UMSEF (Unidad del Sistema de Evaluación Forestal), 2008. Pérdida de bosque nativo en el período 1998-2006 en la región Selva Misionera. Superficie deforestada, destino de las áreas y características dasométricas de los bosques sustituidos. Dirección de Bosques, Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible. Bs. As., Argentina.

UMSEF (Unidad del Sistema de Evaluación Forestal), 2012. Monitoreo de la Superficie de Bosque Nativo de la República Argentina, Período 2006-2011. Regiones Forestales Parque Chaqueño, Selva Misionera y Selva Tucumano Boliviana. Dirección de Bosques, Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible. Bs. As., Argentina.

UMSEF (Unidad del Sistema de Evaluación Forestal), 2016. Monitoreo de la superficie de bosque nativo de la Argentina 2016. Ministerio de Ambiente. Bs. As., Argentina.

Unger, P.W., Kaspar, T.C. 1994. Soil compaction and root growth: a review. Agronomy Journal, 86(5), 759-766.

Vaccaro, S., Arturi, M.F., Goya, J.F., Frangi, J.L., Piccolo, G. 2003. Almacenaje de carbono en estadios de la sucesión secundaria en la provincia de Misiones, Argentina. Interciencia 28(9), 521-527.

Valiente-Banuet, A., Aizen, M.A., Alcántara, J.M., Arroyo, J., Cocucci, A., Galetti, M., García, M.B., García, D., Gómez, J.M., Jordano, P., Medel, R., Navarro, L., Obeso, J.R., Oviedo, R., Ramírez, N., Rey, P.J., Traveset, A., Verdú, M., Zamora,R. 2015. Beyond species loss: The extinction of ecological interactions in a changing world. Functional Ecology 29, 299–307.

van der Heijden, G.M., Healey, J.R., Phillips, O.L. 2008. Infestation of trees by lianas in a tropical forest in Amazonian Peru. Journal of Vegetation Science 19(6), 747-756.

Van Vliet, N., Mertz, O., Heinimann, A., Langanke, T., Pascual, U., Schmook, B., Adams, C., Schmidt-Vogt, D., Messerli, P., Leisz, S., Castella, J.C., Jørgensen, L., Birch-Thomsen, T., Hett, C., Bech-Bruun, T., Ickowitz, A., Vu, K.C., Yasuyuki, K., Fox, J., Padoch, C., Dressler, W., Ziegler, A.D. 2012. Trends, drivers and impacts of changes in swidden cultivation in tropical forest-agriculture frontiers: a global assessment. Global Environmental Change 22(2), 418-429.

Vanclay, J.K. 1994. Modelling forest growth and yield: applications to mixed tropical forests. CAB International, Wallingford, U.K., 312.

Vanthomme, H., Bellé, B., Forget, P.M. 2010. Bushmeat hunting alters recruitment of large seeded plant species in Central Africa. Biotropica 42(6), 672-679.

Varela, D. 2014. Road ecology in a Neotropical biodiversity hotspot: monitoring effectiveness of wildlife crossings in the Atlantic Forest, Argentina. Proceedings of IENE 2014 International Conference on Ecology and Transportation, Malmö, Sweden.

Varela, D. 2015. Ecología de Rutas en Misiones. Evaluación de la efectividad de los pasafaunas y ecoductos. Informe con resultados para el período 2011-2014. Informe técnico. Dirección Provincial de Vialidad de Misiones y Conservación Argentina, Misiones, Argentina, 36.

Vega, J.D., Martiarena, R. 2010. Carbono almacenado en la biomasa aérea de plantaciones de araucaria *Araucaria angustifolia* (Bert.) O. Ktze. Revista de Ciencia y Tecnología (13), 78-86.

Vencovsky, R. 1987. Tamanho efetivo populacional na coleta e preservação de germoplasmas de espécies alógamas. Instituto de Pesquisas e Estudos Florestais 35, 79-84.

Verwer, C., Peña Claros, M., Van Der Staak, D., Ohlson Kiehn, K., Sterck, F.J. 2008. Silviculture enhances the recovery of overexploited mahogany Swietenia macrophylla. Journal of Applied Ecology 45(6), 1770-1779.

Villagra, M. 2012. Plasticidad morfológica y fisiológica de especies arbóreas del Bosque Atlántico en respuesta a cambios en la disponibilidad de luz y nutrientes. Tesis doctoral. Universidad de Buenos Aires, Argentina.

Villagra, M., Campanello, P.I., Montti, L., Goldstein, G. 2013. Removal of nutrient limitations in forest gaps enhances growth rate and resistance to cavitation in subtropical canopy tree species differing in shade tolerance. Tree physiology 33(3), 285-296.

Villegas, Z., Peña-Claros, M., Mostacedo, B., Alarcón, A., Licona, J.C., Leaño, C., Pariona, W., Choque, U. 2009. Silvicultural treatments enhance growth rates of future crop trees in a tropical dry forest. Forest Ecology and Management 258(6), 971-977.

Volkart, C.M. 1972. Raleos en Araucaria angustifolia. Segunda contribución sobre un ensayo realizado en Misiones, Argentina. En: Actas del Séptimo Congreso Forestal Mundial. Bs. As., Argentina, pp. 1876-1885.

Wadsworth, F.H. 2000. Producción forestal para América tropical. Forest Service, USDA, EE. UU., 603.

Wadsworth, F.H., Zweede, J.C. 2006. Liberation: acceptable production of tropical forest timber. Forest Ecology and Management 233(1), 45-51.

Wang, B.C., Smith, T.B. 2002. Closing the seed dispersal loop. Trends in Ecology Evolution 17(8), 379-386.

Wang, B.C., Sork, V.L., Leong, M.T., Smith, T.B. 2007. Hunting of mammals reduces seed removal and dispersal of the afrotropical tree *Antrocaryon klaineanum* (Anacardiaceae). Biotropica 39(3), 340-347.

Wang, H., Liu, S.R., Wang, J.X., Shi, Z.M., Xu, J., Hong, P.Z., Ming, A.G., Yu, H.L., Chen, L., Lu, L.H., Cai, D.X. 2016. Differential effects of conifer and broadleaf litter inputs on soil organic carbon chemical composition through altered soil microbial community composition. Scientific reports 6, 27097.

Weaver, P.L. 1987. Enrichment plantings in tropical America. En: Figueroa Colón, J.C., Wadsworth, F.H., Branham S. (eds.), Management of the forests of tropical America: prospects and technologies. Forest Service, USDA and University of Puerto Rico, Río Piedras, Puerto Rico, 258-278.

Weaver, P.L. 1993. Secondary forest management. En: Parrotta, J.A. Kanashiro M. (eds.), Management and Rehabilitation of Degraded Lands and Secondary Forests in Amazonia. Proceedings of an International Symposium, Santarem, Para, Brazil. International Institute of Tropical Forestry, Forest Service, USDA, and Man and the Biosphere Program, UNESCO, Río Piedras, Puerto Rico and Paris, Francia, 117–128.

Wehncke, E.V., Di Bitetti, M.S. 2013. Cebus nigritus impact the seedling assemblage below their main sleeping sites. Studies on Neotropical Fauna and Environment 48(2): 142-146.

Wehncke, E.V., Domínguez, C.A. 2007. Seed dispersal ecology of nonrestricted frugivores, capuchin monkeys in three neotropical forests. Journal of Tropical Ecology 23, 519-528.

Welden, C.W., Hewett, S.W., Hubbell, S.P., Foster, R.B. 1991. Sapling survival, growth, and recruitment: relationship to canopy height in a neotropical forest. Ecology 72(1), 35-50.

Wenny, D.G. 2001. Advantages of seed dispersal: a re-evaluation of directed dispersal. Evolutionary Ecology Research 3(1), 51-74.

Wenny, D.G., Levey, D.J. 1998. Directed seed dispersal by bellbirds in a tropical cloud forest. Proceedings of the National Academy of Sciences 95(11), 6204-6207.

Werneck, F.P., Costa, G.C., Colli, G.R., Prado, D.E., Sites Jr, J.W. 2011. Revisiting the historical distribution of Seasonally Dry Tropical Forests: new insights based on palaeodistribution modelling and palynological evidencegeb. Global Ecology and Biogeography 20(2), 272-288.

White, P.S., Pickett, S.T. 1985. Natural disturbance and patch dynamics: an introduction. En: Pickett, S.T., White, P.S. (eds.), The ecology of natural disturbance and patch dynamics. Academic Press, New York, EE. UU., 3- 13.

Whitmore, T.C. 1990. An introduction to tropical rain forests. Clarendon Press, Oxford, U.K., 226.

Wiegand, T., Gunatilleke, S., Gunatilleke, N. 2007. Species associations in a heterogeneous Sri Lankan dipterocarp forest. The American Naturalist 170(4), 77-95.

Wiegand, T., Moloney, K.A. 2004. Rings, circles, and null models for point pattern analysis in ecology. Oikos 104(2), 209-229.

Wright, J.S. 2002. Plant diversity in tropical forests: a review of mechanisms of species coexistence. Oecologia 130(1), 1-14.

Wright, S.J. 2003. The myriad consequences of hunting for vertebrates and plants in tropical forests. Perspectives in plant ecology, Evolution and systematics 6(1-2), 73-86.

Wright, S.J., Duber, H.C. 2001. Poachers and Forest Fragmentation Alter Seed Dispersal, Seed Survival, and Seedling Recruitment in the Palm Attalea butyraceae, with Implications for Tropical Tree Diversity 1. Biotropica 33(4), 583-595.

Wright, S.J., Hernandéz, A., Condit, R. 2007. The bushmeat harvest alters seedling banks by favoring lianas, large seeds, and seeds dispersed by bats, birds, and wind. Biotropica 39(3), 363-371.

Wright, S.J., Muller-Landau, H.C., Condit, R., Hubbell, S.P. 2003. Gap dependent recruitment, realized vital rates, and size distributions of tropical trees. Ecology 84(12), 3174-3185.

Wyss, F., Schegg, E., Munaretto, N., Pachas, A., Fassola, H., Colcombet, L., Postchka, J., Barth, S., Ritter, L., Comolli, L., Benitez, C., Villasanti, A., Infuleski, C. 2015. Sistemas Agroforestales con Yerba Mate y Arbóreas Maderables. Informe final PIA 12056. UCAR. MAGyP-BIRF 7520.

Yarranton, G.A., Morrison, R.G. 1974. Spatial dynamics of a primary succession: nucleation. The Journal of Ecology 62(2), 417-428.

Young, H.S., McCauley, D.J., Galetti, M., Dirzo, R. 2016. Patterns, causes, and consequences of Anthropocene defaunation. Annual Review of Ecology Evolution and Systematics 47, 333–358.

Zaninovich, S.C., Fontana, J.L., Gatti, M.G. 2016. Atlantic Forest replacement by non-native tree plantations: Comparing aboveground necromass between native forest and pine plantation ecosystems. Forest Ecology and Management 363, 39-46.

Zaninovich, S.C., Montti, L.F., Alvarez, M.F., Gatti, M.G. 2017. Replacing trees by bamboos: Changes from canopy to soil organic carbon storage. Forest Ecology and Management 400, 208-217.

Zhang, J., Drummond, F.A., Liebman, M., Hartke, A. 1997. Insect predation of seeds and plant population dynamics. Maine Agricultural and Forest Experiment Station (MAFES), Technical Bulletin 163, 1-28.

Zhang, Y.J., Cristiano, P.M., Zhang, Y.F., Campanello, P.I., Tan, Z.H., Zhang, Y.P., Cao, K.F., Goldstein, G. 2016. Carbon economy of subtropical forests. En: Goldstein G., Santiago L. (eds.), Tropical Tree Physiology. Springer International Publishing , Switzerland, 337-355.

Zulaica, L., Vazquez, P., Celemín, J.P. 2015. Servicios ecosistémicos y deforestación en la Selva Paranaense: Análisis comparativo en la Cuenca Binacional del río San Antonio (Argentina-Brasil) entre 2001 y 2011. Raega-O Espaço Geográfico em Análise, 34, 167-192.

Zurita, G.A., Rey, N., Varela, D.M., Villagra, M., Bellocq, M.I. 2006. Conversion of the Atlantic Forest into native and exotic tree plantations: Effects on bird communities from the local and regional perspectives. Forest Ecology and Management, 235(1-3), 164-173.

7

Yungas

Autores

Natalia Politi[1]; Luis Rivera[1]; Ezequiel Balducci[2]; Lucio R. Malizia[1]; Cecilia Blundo[3]; Luis Fornes[4]; Martín Galarza[5]; A. Sofia Alcalde[1]; Roxana Aragón[3]; Sofia Bardavid[1]; Pablo Eliano[6]; Daniela Gómez[1]; Pablo Jayat[7]; Liliana Lupo[1]; Agustina Malizia[3]; Giselle Mangini[3]; Eduardo Mayol; Flavia Mazzini[1]; Carlos Molineri[8]; M. Gabriela Núñez Montellano[3]; Silvia Pacheco[9]; Edgardo Pero[8]; Román Ruggera[1]; Estefanía Sánchez Cuartielles[10]; Alejandro Schaaf[1]; Flavio Speranza[2]; Ever Tallei[1]; Constanza Vivanco[1]; Noga Zelener[11], Alejandro D. Brown[9]

Instituto de Ecorregiones Andinas (INECOA), Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET), Universidad Nacional de Jujuy, Argentina. [2]Estación Experimental de Cultivos Tropicales - Yuto, Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria (INTA), Argentina. [3]Instituto de Ecología Regional (IER), Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET), Universidad Nacional de Tucumán, Argentina. [4]Estación Experimental Agropecuaria – Famaillá, Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria (INTA), Argentina. [5]Agencia De Extensión Rural – Tartagal, Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria (INTA), Argentina. [6]Asociación Foresto-Industrial de Jujuy, Universidad Nacional de Jujuy, Argentina. [7]Unidad Ejecutora Lillo, Centro Científico Tecnológico Tucumán, Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET), Argentina. [8]Instituto de Biodiversidad Neotropical (IBN), Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET), Universidad Nacional de Tucumán, Argentina. [9]Fundación ProYungas, Argentina. [10]Secretaría de Desarrollo Sostenible, Ministerio de Ambiente de Jujuy, Argentina. [11]Instituto de Recursos Biológicos – Castelar, Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria (INTA), Argentina.

Resumen

Las Yungas proveen múltiples recursos forestales madereros y no madereros de importancia regional, tienen una rol clave como proveedor de servicios ecosistémicos y albergan una extraordinaria biodiversidad. Con más de 3 millones de hectáreas en la actualidad, el 30% de las Yungas ha sido transformado a otros usos de la tierra y los bosques remanentes han sido degradados por aprovechamientos forestales no sostenibles y por una ganadería extensiva no manejada adecuadamente. El tratamiento silvícola tradicionalmente utilizado en las Yungas ha sido de tipo selectivo de especies arbóreas de mayor valor económico, basado en diámetros mínimos de corta y extrayendo los mejores individuos (denominado floreo). El floreo intensivo aplicado en las Yungas disminuyó el valor económico de los rodales dejando bosques empobrecidos económica y ecológicamente. Para revertir esta degradación se han

propuesto mejoras en técnicas de bajo impacto, incluyendo selección de árboles semilleros y protección de árboles futuro. Sin embargo, dado que la regeneración de especies arbóreas está severamente comprometida es necesario avanzar hacia una nueva silvicultura. Esta nueva silvicultura se basa en aplicar técnicas de retención variable, donde se realizan aprovechamientos intensos que generan claros para promover la regeneración de especies arbóreas heliófilas y mantener áreas de reserva para promover la regeneración de esciófitas. Este esquema requiere la intervención del rodal con tratamientos intermedios, ciclos de reentradas de al menos 40 años y una planificación cuidadosa de las vías de saca. En el caso que los rodales presenten ganadería, el ganado debería manejarse para no afectar la regeneración, disminuyendo la carga ganadera y excluyendo espacial o temporalmente la actividad silvopastoril en ciertas áreas. La nueva silvicultura debe estar enmarcada en una planificación más amplia a escala eco-regional, donde el manejo del bosque sea acorde a su aptitud para proveer determinados bienes y servicios. Para implementar la nueva silvicultura será necesario generar esquemas de pago por servicios ecosistémicos y nuevos mercados para productos madereros no convencionales y productos no madereros. Esta nueva silvicultura debe ser acompañada de lineamientos de manejo forestal que deben validarse en el marco de un programa de monitoreo regional y con la implementación de mecanismos que eviten prácticas ilegales.

7.1 Descripción general

Las Yungas o Selva Tucumana Boliviana son selvas de montaña que se desarrollan sobre la cordillera oriental de los Andes desde el sur de Bolivia (23°LS), en los departamentos de Chuquisaca y Tarija, hasta el noroeste de Argentina (29°LS), en las provincias de Salta, Jujuy, Tucumán y norte de Catamarca (Brown y Kappelle, 2001, ver capítulo 2) (figura 7.1). La superficie original ocupada por las Yungas en Argentina se estima en aproximadamente 4.500.000 ha, lo que representa alrededor del 2% del territorio nacional (Inventario de Bosques Nativos, 2005, ver capítulo 2). Esta ecorregión presenta un marcado gradiente latitudinal y un rango altitudinal entre los 400 y 3000 m.s.n.m. (Brown y Kappelle, 2001, ver capítulo 2).

Las Yungas proveen una diversidad de recursos forestales madereros y no madereros de gran importancia para las comunidades locales. Entre los recursos forestales madereros podemos destacar el uso de una docena de especies arbóreas maderables comercializadas principalmente en los mercados regional y nacional (Malizia *et al.*, 2009). La selva pedemontana, que se distribuye en el gradiente altitudinal entre los 400 y 700 m.s.n.m., representa el bosque con mayor aptitud forestal de las Yungas y tiene un rol ecológico clave en el contexto regional, ya que sirve de refugio para muchas especies de fauna que realizan movimientos estacionales a otros pisos altitudinales de las Yungas y otras ecorregiones. La selva pedemontana está escasamente representada en el sistema de áreas protegidas (fig. 7 1). La selva montana (entre los 700 y 1600 m.s.n.m.) y el bosque montano (entre los 1600 y 2100 m.s.n.m., aunque puede extenderse hasta los 3000 m.s.n.m. dependiendo del sector latitudinal) tienen un valor ecosistémico clave para la protección de cuencas que regulan flujos hídricos. Este servicio ecosistémico asegura la provisión de agua para riego de aproximadamente 400.000 ha de cultivos y para consumo para más de 2 millones de personas (Pacheco *et al.*, 2010; Balvanera, 2012). La selva montana y el bosque montano son los pisos altitudinales donde se ha puesto el mayor esfuerzo de conservación a través de la creación de parques nacionales (p. ej. Calilegua, Baritú, Los Alisos; (fig. 7.1) y numerosas reservas provinciales (Brown *et al.*, 2007; Lomáscolo *et al.*, 2014).

La principal amenaza de las Yungas es probablemente la transformación del bosque a otros usos de la tierra, principalmente en áreas bajas planas y de suelos profundos de la selva pedemontana. Adicionalmente, se puede listar la degradación del bosque y la pérdida de la biodiversidad que alberga, por efectos directos e indirectos del aprovechamiento no sostenible de productos forestales madereros, de la ganadería extensiva no manejada, de incendios forestales y de proyectos de infraestructura y expansión urbana inadecuados, entre otros (Malizia *et al.*, 2012).

Las Yungas se apoyan sobre el basamento antiguo del Paleozoico inferior relacionada con la formación de los Andes (Pereyra, 2012). Los materiales son principalmente sedimentos fluviales gruesos, finos en las planicies aluviales y terrazas, y regolito con coluvio en la zona serrana (Pereyra, 2012). Los suelos tienen moderado desarrollo y gran variabilidad espacial en función de las variaciones litológicas, geomorfológicas y climáticas (Pereyra, 2012).

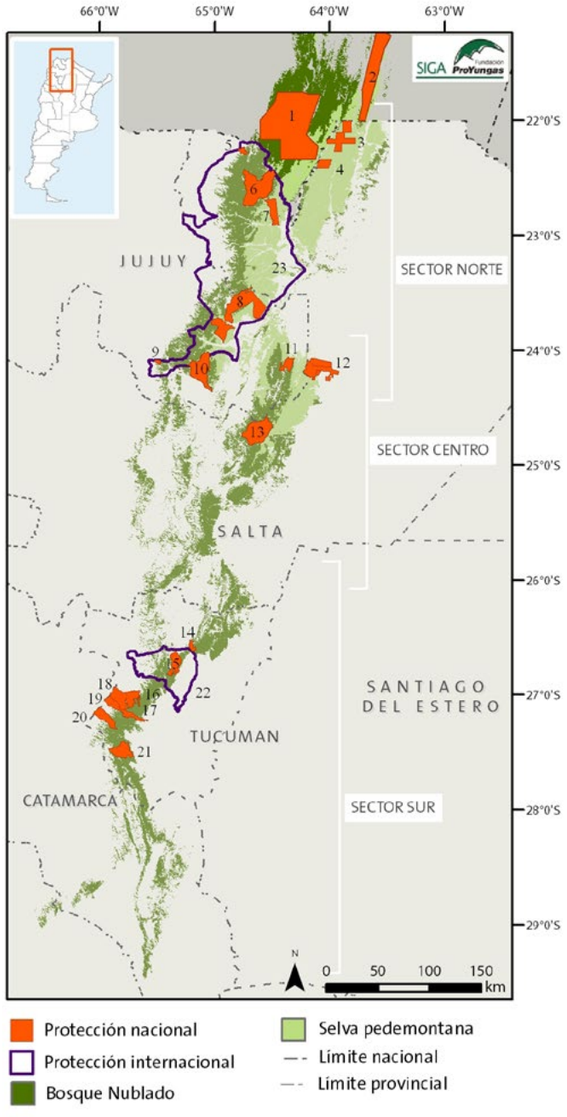


Figura 7.1. Distribución de las Yungas en Argentina según los pisos de vegetación altitudinales: la selva pedemontana (verde claro), la selva montana y el bosque montano (verde oscuro) y ubicación del sistema de áreas protegidas (naranja). El reborde violeta indica áreas protegidas de categoría internacional (Fuente Malizia *et al.*, 2012).

Referencia de las áreas protegidas mostradas:
1. Tariquía;
2. Aguaragüe;
3. Reserva Provincial de Acambuco;
4. Reserva Natural de Uso Múltiple Lote 50 y 51;
5. Reserva Nacional El Nogalar de los Toldos;
6. Parque Nacional Baritú;
7. Parque Provincial Laguna Pintascayo;
8. Parque Nacional Calilegua;
9. Parque Provincial Potrero de Yala;
10. Reserva Municipal de Uso Múltiple Serranías de Zapla;
11. Reserva Natural Provincial Las Lancitas;
12. Parque Nacional y Reserva Nacional Campo Pizarro;
13. Parque Nacional El Rey;
14. Reserva Natural Aguas Chiquitas;
15. Parque Sierra de San Javier y Parque Provincial Aconquija;
16. Parque Provincial Los Ñuñorcos;
17. Reserva Provincial Los Sosa;
18. Reserva Provincial Quebrada del Portugués;
19. Reserva Forestal La Florida;
20. Parque Nacional Campo de los Alisos;
21. Reserva Provincial Santa Ana;
22. Bosque Modelo Tucumán;
23. Reserva de Biósfera Las Yungas.

Las sierras Subandinas son una serie de cordones montañosos que se desarrollan al este de la cordillera oriental de los Andes. Las sierras Subandinas están alineadas en sentido de sur a norte (Sistema del Aconquija, Sierra Calchaquí y Sierra de Santa Victoria) separados por estrechos valles que influyen en la formación boscosa de las Yungas. En Argentina, se reconocen tres sectores geográficos a lo largo del gradiente latitudinal de las Yungas (Brown y Kappelle, 2001): el sector norte que comprende a la Alta Cuenca del Río Bermejo; el sector centro que incluye a las serranías de Santa Bárbara, Centinela y Maíz Gordo, las Sierras de González y de Lumbrera y quebradas húmedas aledañas; y el sector sur en las Sierras de Metán, Medina y Aconquija (fig. 7 1).

La cordillera oriental de los Andes y las sierras Subandinas actúan como una barrera orográfica al paso de los vientos húmedos, en un fenómeno llamado lluvia orográfica (fig. 7 2). La humedad de estos vientos proviene de dos fuentes principales: del anticiclón del Atlántico Sur (es decir, del océano Atlántico) y de la Corriente de Chorro (es decir, de la selva amazónica) (Vera *et al.*, 2006). El principal forzante del balance hidrológico en la región de las Yungas está dado por la actividad del Sistema Monzónico Sudamericano (Minetti, 2005). El mecanismo de advección de humedad hacia las Yungas durante el verano ocurre por la interacción que existe entre la baja presión del noroeste argentino (conocido como depresión del noroeste argentino), con los bordes anticiclónicos subtropicales ubicados en los litorales de Sudamérica sobre los océanos Pacífico y Atlántico. Las precipitaciones presentan una distribución de régimen estacional con el 75 y 80% de las lluvias concentradas durante la época estival, es decir de noviembre a marzo (Minetti, 2005).



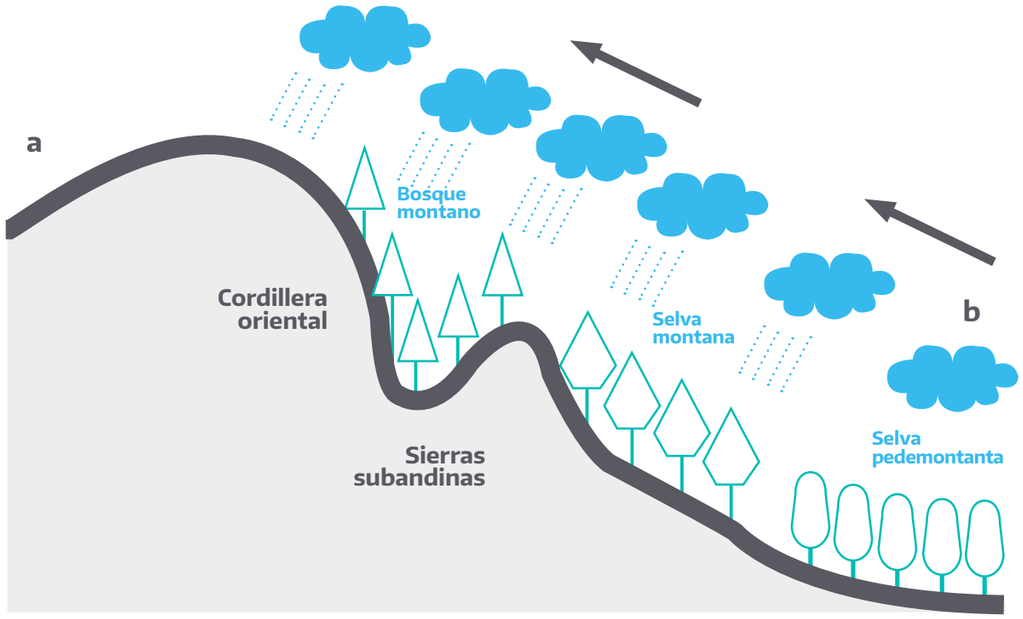


Figura 7.2. (a) Barreras orográficas, es decir, las sierras Subandinas y la cordillera oriental, al paso de los vientos húmedos (indicado con flechas) en las Yungas. (b) Nubosidad baja y constante de las Yungas permiten la captación del agua de las neblinas por estos bosques. (Fuente: Luis Rivera).

La precipitación anual de las Yungas tiene una variación en los valores pluviales entre 900 y 2000 mm/año (Bianchi *et al.,* 2005). Esta variación se debe a que las lluvias están influenciadas por la topografía y dependen de la altitud de las cadenas montañosas que se interponen a la condensación de la humedad. Este comportamiento de la precipitación en función de la altitud es un determinante en la composición de las asociaciones vegetales de las Yungas: selva pedemontana, selva montana y bosque montano. Adicionalmente a las precipitaciones en forma de lluvia, se deben considerar las precipitaciones horizontales u ocultas generadas por la nubosidad baja, que en contacto con los bosques provocan la captación del agua de las neblinas (fig. 7.2). En los sectores de mayor altitud (>1000 m.s.n.m.), la condensación y captación del agua de las neblinas producen valores que varían entre 300 a 900 mm.año según el sitio (Hunzinger, 1997; Brown *et al.*, 2009). Las neblinas compensan la ausencia de lluvias en la estación seca que ocurre desde mayo a agosto y, es por esta razón, que se suele denominar a las Yungas como bosques nublados (Brown y Kappelle, 2001). Relacionado a la nubosidad, la heliofanía relativa de las Yungas es de 40% al año, sin existir cambios significativos estacionales, registrando entre 140 y 160 días cubiertos por nubes, mientras que la cantidad de días despejados es de 60 días concentrados alrededor del mes de agosto.

El régimen estacional de las lluvias en las Yungas determina que los caudales de los ríos sean altamente variables. Los tres grandes ríos colectores que receptan aguas de lluvias en las Yungas septentrionales son el Pilcomayo, el Bermejo y el Juramento (Alonso, 2010). En el sector austral de las Yungas, el río Salí es el principal colector de los numerosos ríos (p. ej. Gastona, Chico y Marapa) que descienden desde las sierras del Aconquija (Tineo *et al.,* 1998).

La temperatura media anual varía entre los 20,2°C en los sectores septentrionales a 14,8°C en los sectores australes y en el sector de transición con la región chaqueña es de 23,8 C. En sitios de las Yungas la mayor amplitud térmica anual es de 8°C en el mes de agosto. Las primaveras presentan temperaturas mayores que las temperaturas de los otoños. Las temperaturas mínimas absolutas presentan valores de -3 o -4°C. Las primeras heladas se registran en junio o julio y a mediados de septiembre ya no se registran heladas. Además, las temperaturas tienen una directa asociación inversa con la altitud. Complementariamente, el efecto de exposición de las laderas tiene una influencia local sobre la irradiación y la humedad del sitio.

7.2 Descripción de la composición de árboles y otros componentes de la biodiversidad

En términos de riqueza de árboles, se han registrado 158 especies en las Yungas de Argentina (Malizia *et al*., 2012). Las familias de árboles con mayor riqueza de especies en las Yungas son Leguminosae (19 especies), Mirtaceae (12), Asteraceae (6), Anacardiaceae (5), Euphorbiaceae (5) y Rutaceae (5) (Malizia *et al.*, 2012). En la selva pedemontana y la selva montana, la familia Leguminosae presenta el mayor índice de valor de importancia, seguida por las familias Sapindaceae, Lauraceae, EuphorbiaWceae, Bignoneaceas y Boraginaceae (Malizia *et al*., 2012). Por encima de los 1600 m.s.n.m., la familia Mirtaceae cobra mayor importancia, seguidas por las familias Podocarpaceae, Adoxaceae y Asteraceae (Malizia *et al*., 2012). Las especies *Allophylus edulis* (chal chal), *Parapiptadenia excelsa* (horco cebil), *Blepharocalyx salicifolius* (horco molle) y *Ocotea porphyria* (laurel) están presentes a lo largo de todo el gradiente altitudinal, aunque presentan mayor valor de importancia entre los 1300 y 1600 m.s.n.m (Malizia *et al*., 2012).

Las Yungas muestran un marcado recambio florístico a lo largo del gradiente latitudinal y altitudinal, debido a la variación de las condiciones climáticas y topográficas (Blundo *et al*., 2012).

En la selva pedemontana y selva montana predominan las especies de árboles de origen tropical, mientras que en el bosque montano la mayoría de las especies de árboles son de origen holártico (p. ej. *Viburnum seemenii*, *Ilex argentina* [palo yerba], *Juglans australis* [nogal]) y gondwánico (p. ej. *Podocarpus parlatorei* [pino del cerro]) (Brown y Kappelle, 2001). En base a la composición florística se ha sugerido que la selva pedemontana está emparentada con otros bosques secos estacionales de Sudamérica, particularmente de la Chiquitanía de Bolivia y Paraguay siguiendo el arco pleistocénico (Prado y Gibbs, 1993).

La fenología foliar de los árboles en las Yungas muestra una distribución bimodal, con los mayores números de especies caducifolias en los extremos del gradiente, siendo máximo en la selva pedemontana (fig. 7.3) y en menor medida en el bosque montano (Malizia *et al.,* 2012). En la selva montana y en el bosque montano se registran mayormente especies semicaducifolias y siempreverdes de las familias Mirtaceae y Lauraceae (Malizia *et al.,* 2012). En cuanto a los tipos de dispersión de semillas de las especies de árboles, en la selva pedemontana las semillas son dispersadas principalmente por

el viento, (es decir, anemocoria), mientras que en la selva montana y el bosque montano, la dispersión es principalmente por animales (es decir, zoocoria) (Malizia, 2001). Los frutos o semillas dispersados por animales están principalmente disponibles durante la estación húmeda, mientras que la dispersión mediada por viento ocurre durante la estación seca, cuando la mayoría de los árboles carecen de follaje (Blendinger *et al*., 2012). También es marcadamente estacional la floración de los árboles, que mayormente ocurre en primavera antes de que comiencen las lluvias (Malizia, 2001).

Otro tipo de vegetación de las Yungas son los bosques de ribera (fig. 7.4). Entre las funciones principales de los bosques de ribera se destacan el mantenimiento de la temperatura del agua, la retención de contaminantes y nutrientes provenientes de zonas aledañas y la estabilización de los bancos de los ríos. En las Yungas, los bosques de ribera pueden ser importantes para la conectividad a escala de paisaje ya que suelen ser los bosques que quedan como remanentes en las matrices de cultivo (Gómez *et al*., 2016). La composición arbórea del bosque de ribera de las Yungas en el sector sur se compone de especies de etapas sucesionales tempranas, como *Allophyllus edulis*, *Urera caracasana*, *Parapiptadenia excelsa*, *Terminalia triflora* y *Alnus acuminata*, mientras que en los bosques adyacentes a los bosques de ribera abundan especies de etapas tardías como *Jacaranda mimosifolia* (tarco), *Enterolobium contortisiliquum, Blepharocalyx salicifolius* y *Ocotea porphyria* (Pero y Quiroga, 2018). En cambio, en el sector norte de las Yungas, la composición de especies arbóreas de los bosques de ribera presenta una alta similitud con la vegetación de la selva pedemontana adyacente, caracterizada por la presencia de especies arbóreas como *Erythrina falcata, Cedrela balansae, Salix humboldtiana* (sauce)*, Tessaria integrifolia, Tipuana tipu* (tipa blanca)*, Anadenanthera colubrina, Acacia aroma, Calycophyllum multiflorum* y *Enterolobium contortisiliquum,* alternando con algunos parches compuestos por bosques monoespecíficos de *A. aroma o T. integrifolia*.

Las Yungas han desarrollado una extraordinaria diversidad de ambientes que sostienen un alto número de especies. Factores biogeográficos posiblemente han jugado un rol importante en la distribución actual de las especies y en el patrón geográfico de las especies endémicas (Hazzi *et al*., 2018). El patrón de riqueza de especies de numerosos grupos taxonómicos muestra una notable reducción en sentido de norte a sur y en aumento de la altitud (Cabrera, 1976).

En las Yungas se han registrado 97 especies de lianas (es decir, plantas trepadoras leñosas que se desarrollan en el dosel y necesitan de un soporte para su crecimiento), de las cuales 35% no se comparten con la ecorregión Chaco ni con la Selva Misionera (Malizia y Grau, 2006; Malizia *et al*., 2015). Con respecto a la riqueza de mamíferos, se han registrado 121 especies de las cuales 37 se encuentran exclusivamente en, o están principalmente restringidas a las Yungas. Además, se registran ocho de las diez especies de félidos neotropicales (Di Bitetti *et al.,* 2011). Las Yungas son consideradas un centro importante de endemismos para pequeños mamíferos debido a que el 18% de los marsupiales y el 55% de los quirópteros de esta ecorregión son endémicos (Sandoval *et al*., 2010; Sandoval y Ferro, 2014). En las Yungas se han registrado 294 especies de aves, de las cuales 214 están asociadas al interior de bosques, mientras que 60 están asociadas a ambientes abiertos o de bordes y 20 a arroyos dentro del bosque (Blendinger y Álvarez, 2009). Se mencionan siete especies de aves endémicas exclusivas de las Yungas (i.e. *Amazona tucumana, Penelope*



Figura 7.3. Vista de la selva pedemontana donde la mayor parte de las especies son caducifolias, como este ejemplar de *Calycophyllum multiflorum* (palo blanco). (Foto: Natalia Politi).

Las especies arbóreas (con un diámetro a una altura de 1,3 m [DAP] >10 cm) en sectores de selva pedemontana en buen estado de conservación presentan un área basal de 25,7 m^2.ha, una densidad de 473,5 individuos.ha y una altura de 24,8 m (Malizia *et al*., 2006). La selva pedemontana constituye el piso altitudinal con mayor presión de aprovechamiento forestal dada la facilidad de acceso para extraer árboles, la cercanía a centros poblados y la riqueza de especies maderables (*Phyllostylon rhamnoides* [palo amarillo], *Calycophyllum multiflorum* [palo blanco], Cordia americana [lanza blanca], *Anadenanthera colubrina var. cebil* [cebil colorado], *Parapiptadenia excelsa* [horco cebil], *Pterogyne nitens* [tipa colorada], *Myroxylon peruiferum* [quina colorada], *Cedrela balansae* [cedro orán], *Myracrodruon urundeuva* [urundel], *Handroanthus impetiginosus* [lapacho rosado], *Amburana cearensis* [roble criollo] y *Maclura tinctoria* [mora amarilla]) (Brown *et al*., 2007; del Castillo *et al*., 2005). La selva montana presenta una densidad de árboles mayores a 10 cm de DAP de 458,3 ind.ha, un área basal de 27,5 m^2.ha, una altura de 20,1 m y las especies arbóreas que caracterizan a este piso altitudinal son: *Miconia molybdea, Croton densiflorus, Siphoneugenia occidentalis, Blepharocalyx salicifolius, Inga marginata, Parapiptadenia excelsa y Nectandra pichurin* (Malizia *et al*., 2006). El bosque montano presenta una menor riqueza de especies arbóreas que los otros pisos altitudinales, y las especies características son *Allophylus edulis, Blepharocalyx salicifolius, Parapiptadenia excelsa, Myrcianthes pseudomato, Juglans australis, Podocarpus parlatorei, Prunus tucumanensis, Viburnum seemenii, Ilex argentina, Crinodendron tucumanum, Cedrela angustifolia y Alnus acuminata* (Malizia *et al*., 2006). Los rodales del bosque montano tienen árboles >10 cm de DAP con un área basal de 36,0 m^2.ha, una densidad de 508,3 individuos.ha y una altura 14,8 m (Malizia *et al*., 2006).

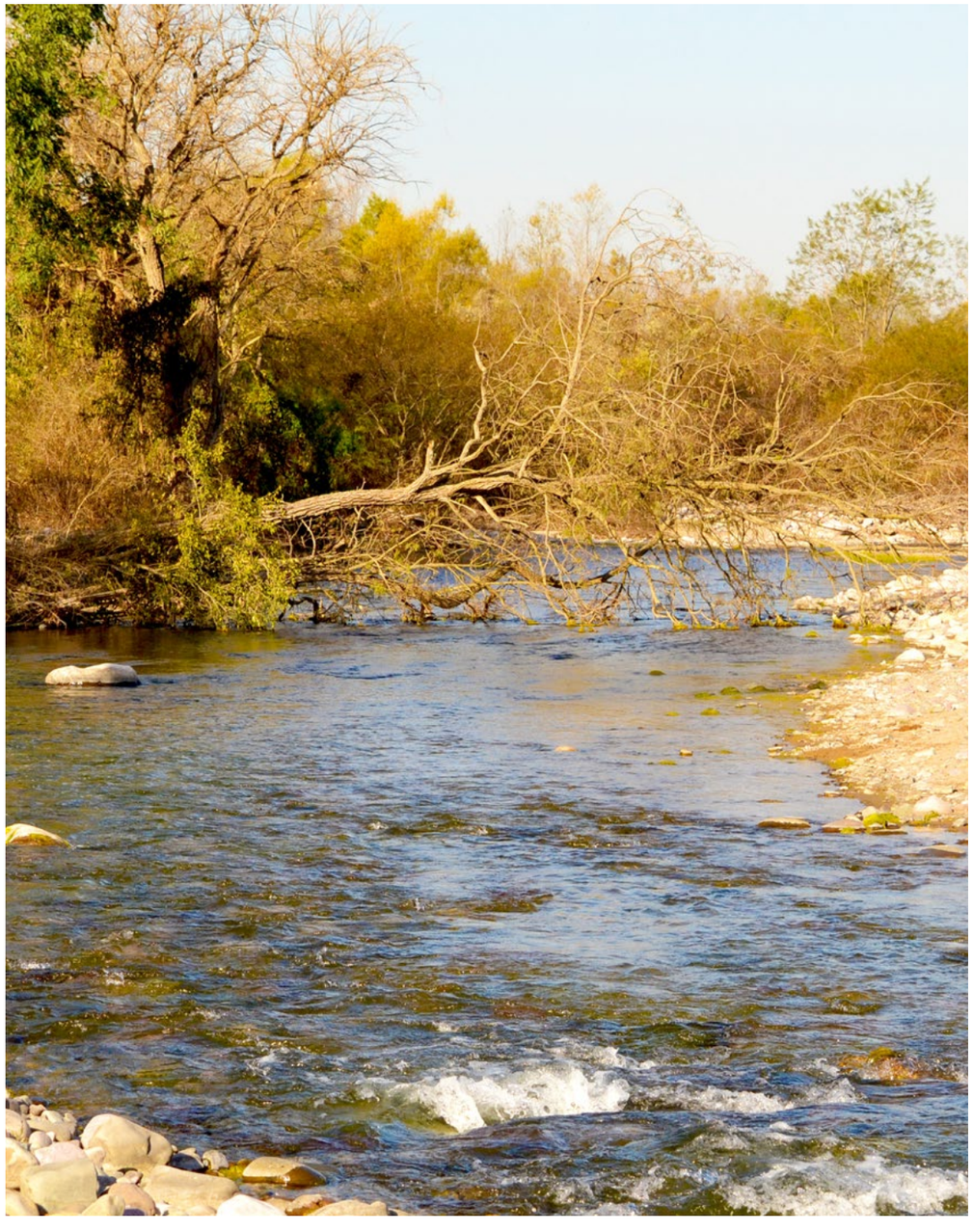


Figura 7.4. Vista panorámica del bosque de ribera de las Yungas. (Foto: M. Daniela Gómez).

dabbenei, Megascops hoyi, Cinclus schulzi, Atlapetes citrinellus, Scytalopus zimmeri, S. supercilliaris). Considerando a los anuros, en las Yungas se han descripto 41 especies, correspondientes a 10 familias, y 30% de las especies son endémicas de esta ecorregión (p. ej., *Melanophryniscus rubriventris*, tres especies de desarrollo directo del género *Oreobates* y tres especies marsupiales del género *Gastrotheca*) (Akmentins *et al*., 2012; Vaira *et al*., 2017). Se mencionan 130 especies de peces para las Yungas, principalmente en las cuencas de los ríos Bermejo y Juramento y un menor número de especies en la cuenca del río Salí-Dulce. Seis especies son endémicas de la cuenca del río Bermejo, tres de la cuenca del río Salí, una de la cuenca río Juramento, y una de la cuenca del río Caraparí. Algunas especies de peces de importancia comercial (p. ej. *Prochilodus lineatus* y *Pimelodus albicans*) utilizan los ríos de las Yungas como zonas reproductivas (Mirande y Aguilera, 2009). Para las Yungas de Argentina, se han reportado 143 taxones (especies o géneros correspondientes a 55 familias) de invertebrados acuáticos, es decir aquellos invertebrados que mantienen una relación directa con el ambiente acuático al menos durante una parte de su ciclo de vida (Von Ellenrieder, 2007; Molineri *et al*., 2009). Sin embargo, es muy probable que el número de especies de invertebrados acuáticos sea mucho mayor dado que, por ejemplo, se conocen aproximadamente 110 especies de libélulas para las Yungas de Argentina (Von Ellenrieder y Garrison, 2007; fig. 7.5). En cuanto a los invertebrados terrestres, los insectos presentan una gran abundancia y diversidad, particularmente, se conoce bastante bien la taxonomía de las hormigas (Hymenoptera: Formicidae), donde se han registrado 133 especies (Cuezzo y González Campero, 2009). Las arañas son otro grupo de invertebrados terrestres cuya taxonomía está bastante bien estudiada en las Yungas donde se han descripto 200 especies agrupadas en 46 familias (Avalos *et al*., 2007; Rubio y Ramírez, 2015; Torres *et al*., 2017; fig. 7.5).

Aunque no existen datos históricos que permitan evaluar el impacto de las actividades humanas sobre los tamaños poblacionales de las especies de las Yungas, información anecdótica y de otras áreas hace suponer una drástica reducción de muchas de sus poblaciones (Brown *et al*., 2007; Akmentins *et al*., 2012; Rivera *et al*., 2012). Muchas de las especies de las Yungas ya han sido categorizadas con una alta probabilidad de extinguirse en el corto plazo si no se toman acciones adecuadas de conservación (p. ej. *Amazona tucumana*, *Panthera onca*, *Tapirus terrestris*) (López-Lanús *et al*., 2008; Ojeda *et al*., 2012; Vaira *et al*., 2017). Es prioritario asegurar la conservación de las especies que alberga esta región, debido a su valor intrínseco, es decir, independiente de cualquier valor que pueda tener en el ecosistema o para el ser humano (Hunter y Schmiegelow, 2011). Además, estas especies cumplen innumerables roles en el mantenimiento de la integridad y funcionamiento ecosistémico de estos bosques.

Al igual que para otros bosques, el número de especies de animales que se encuentran en una hectárea de bosque subtropical probablemente asciende a miles, dominado principalmente por insectos, arañas y ácaros (Basset *et al*., 2012). Estas especies cumplen innumerables funciones en los bosques, por ejemplo, la polinización (es decir, la transferencia de granos de polen de una planta a otra) es fundamental para la producción de semillas y muchos árboles tropicales son polinizados por animales. De todas las angiospermas, solo el 12,5% es polinizada por el viento y se estima que este valor es mucho menor en bosques tropicales debido a la reducida capacidad que tiene el viento de transportar polen en el dosel (Ollerton *et al*., 2011). Muchas especies de árboles y cultivos (p. ej. *Citrus* spp)





Figura 7.5. (Izquierda) *Erythrodiplax umbrata* es una libélula indicadora de la condición de los bosques de ribera y de los cuerpos de agua. (Derecha) *Grammostola* sp. es una araña que se resguarda en madrigueras que construye en la base de grandes árboles y entre la hojarasca. (Fotos: Izquierda, M. Daniela Gómez; Derecha, A. Sofía Alcalde).

en la región de las Yungas dependen de polinizadores nativos (p. ej. *Bombus* spp, *Xilocopa* spp, *Plebeia* spp) que se encuentran en los bosques circundantes (Chacoff *et al*., 2010). Otra función importante que juegan los animales es la dispersión de semillas lejos del árbol semillero. En general, cuando las semillas de las especies arbóreas son pequeñas, aladas o sin pulpa (p. ej. *Heliocarpus popayanensis*, *Tecoma stans*, *Parapiptadenia excelsa* y *Tipuana tipu*), la dispersión se realiza por viento (Grau *et al*., 1997). Sin embargo, en general, las semillas de especies de árboles con frutos carnosos (p. ej. *Chrysophyllum gonocarpum, Eugenia uniflora*), son dispersadas por animales (p. ej. *Turdus rufiventris*, *Sturnira* spp) (Blendinger y Villegas, 2011). La dispersión es esencial para colonizar nuevas áreas y asegurar el flujo genético dentro y entre poblaciones. En general, la dispersión de genes de árboles tropicales varía entre 20 y 1000 m (Hardy *et al.,* 2006). En otros casos, algunos animales (p. ej. ardillas, loros o insectos) pueden reducir la densidad de conespecíficos al depredar semillas cerca del árbol semillero (Corlett, 2009). Aunque algunos animales pueden jugar ambos roles (dispersión o depredación). Además, las heces y exhuvias de los animales constituyen una fuente de nutrientes que contribuyen a cumplimentar los requerimientos de muchas especies de árboles. Los ciclos de nutrientes en los bosques tropicales y subtropicales están muy influenciados por la alta descomposición de material muerto debido a la presencia de termitas, milpiés y lombrices (Metcalfe *et al*., 2014). Finalmente, los carnívoros, al limitar los tamaños poblaciones de sus presas (es decir, de los herbívoros), influyen indirectamente sobre la regeneración arbórea (Fimbel *et al*., 2001).

7.3 Estado de conservación

Es evidente que en el noroeste argentino la tradición productiva está orientada más a la producción agropecuaria, desde la instalación de los ingenios azucareros hace más de 100 años, que al manejo del bosque, siendo probablemente causante del poco desarrollo del sector forestal (Balducci *et al*., 2009). Desde la época de la colonia, pero principalmente desde la década del 50 del siglo XX, se realizan desmontes (es decir, la transformación o pérdida de superficie de bosque nativo) en las Yungas para la agricultura, en particular para los cultivos de caña de azúcar, citrus, hortalizas, frutas tropicales y granos que, en los últimos años, se intensificaron con el cultivo de soja (ver capítulo 4). Además, se estima que una superficie aproximada de 35.000 ha de las Yungas ha sido reemplazada por plantaciones de especies exóticas forestales, como *Eucalyptus* spp (eucalipto), *Pinus* spp (pino) y *Toona ciliata var. australis* (cedro australiano). La transformación de las Yungas de Argentina para cultivos y para la urbanización alcanzó el 18% de su superficie original en el año 1970, mientras que el 30% se reportaba como transformado en el año 2010 (Malizia *et al.,* 2012). En la década 2001-2010 se registraron en el sector de contacto entre el bosque chaqueño y la selva pedemontana las mayores tasas de transformación en Sudamérica (Volante *et al*., 2012, Aide *et al.*, 2013).

Se estima que la superficie remanente de las Yungas es de 3.726.835 ha (Malizia *et al.,* 2012). El piso altitudinal más afectado por la transformación es la selva pedemontana, principalmente en tierras planas por debajo del 5% de pendiente, donde se estima que más del 80% del área original que cubría este piso altitudinal ya fue transformado (Gutiérrez Angonese y Grau, 2014). En la actualidad el gran porcentaje de selva pedemontana remanente se encuentra en el sector norte de las Yungas, mientras que el sector sur ha sido casi completamente transformado en áreas de agricultura hacia fines del siglo XIX y principios del XX (Brown y Malizia, 2004). Uno de los últimos relictos de selva pedemontana en el sector sur se mantiene en el Parque Provincial y Reserva de Flora y Fauna La Florida, esta área protegida fue creada en el año 1936 y es la primera área protegida de jurisdicción provincial en todo el territorio de la República Argentina (Lomáscolo *et al*., 2014).

Actualmente, las Yungas no tienen una buena representatividad en las áreas protegidas y la protección actual es insuficiente para garantizar la conservación de la biodiversidad, especialmente la selva pedemontana (Brown y Malizia, 2004; Pidgeon *et al*., 2015). Aproximadamente el 11% de las Yungas de Argentina están designadas legalmente como áreas protegidas (Malizia *et al*., 2012) (fig. 7.1). Sin embargo, muchas de estas áreas protegidas no están o están poco implementadas. Las áreas protegidas no deben conceptualizarse como una restricción al uso, más bien deben visualizarse como un seguro de resguardo para la provisión de una multitud de servicios y beneficios para los usos de la tierra fuera de estas áreas (Pancel, 2015). Las áreas protegidas en general están ubicadas en sectores donde las pérdidas por los costos de oportunidad son bajos (Pancel, 2015). Es decir, han sido designadas en sectores remotos con muy baja posibilidad de ser transformadas a otros usos (p. ej. con suelos pobres, pendientes abruptas, condiciones climáticas extremas), pero también por razones paisajísticas (p. ej. bellezas escénicas destacadas) o geopolíticas (p. ej. áreas de frontera). Si bien la protección legal de áreas importantes para la conservación de la biodiversidad no siempre es factible de incorporar al sistema de áreas protegidas, existe la posibilidad de que estas áreas pueden ser manejadas reconociendo la conservación de la biodiversidad como un objetivo (Blendinger *et al*., 2009).

Si bien en las Yungas de Argentina se han registrado procesos de recuperación del bosque en algunos campos agrícolas y ganaderos abandonados por su baja productividad, estos sectores son muy localizados en superficie (Grau *et al*., 2008). Por ejemplo, en la Sierra de San Javier en la provincia de Tucumán se registró un aumento de 1000 ha en la zona de selva montana y bosque montano entre los años 1970 y 2001 (Grau *et al*., 2008, Gutiérrez-Angonese y Grau, 2014). Este proceso de recuperación de áreas boscosas involucra el establecimiento de bosques secundarios con especies tolerantes a la sombra como *Blepharocalyx salicifolius* u *Ocotea porphyria* (Malizia *et al.,* 2017). Asimismo, en Tafí del Valle en la provincia de Tucumán, y en el Parque Provincial Potrero de Yala en la provincia de Jujuy, los bosques de aliso (*Alnus acuminata*) aumentaron cientos de hectáreas desde principios del siglo XX hasta el presente (Aráoz y Grau, 2010). Los patrones de esta expansión muestran alguna coincidencia con las curvas de aumento de las precipitaciones a nivel regional. Sin embargo, en áreas cercanas a núcleos urbanos, en el proceso de recuperación del bosque se ha registrado la expansión de especies exóticas invasoras, como el *Ligustrum lucidum*, un árbol originario del sudeste asiático (Montti *et al*., 2017; Malizia *et al*., 2017; Powell y Aráoz, 2018). El *Ligustrum lucidum* puede ejercer importantes efectos sobre el ecosistema, sobre todo cuando forma bosques mono-dominantes en tierras abandonadas. Se ha reportado que estos bosques modifican la dinámica hídrica del sistema, la productividad de la vegetación, reducen el reclutamiento de renovales de especies nativas, modifican la composición de especies de aves, disminuyen la diversidad de especies asociadas, y afectan

los procesos de descomposición de la hojarasca y el ciclado de nutrientes (Lichstein *et al*., 2004; Ayup *et al.,* 2014; Fernández y Aragón, 2014; Zamora Nasca *et al.,* 2014).

7.4 Silvicultura tradicional

Los rodales de los bosques que constituyen las Yungas son pluriespecíficos por la composición de especies y disetáneos por la edad. El tratamiento silvícola tradicionalmente utilizado en las Yungas ha sido el de aprovechamientos de tipo selectivo de especies de mayor valor económico y extrayendo los mejores individuos, este tratamiento también se denomina floreo (ver capítulo 4). Los criterios de selección se basan en las características del diámetro, la rectitud, altura comercial y sanidad de los árboles (del Castillo *et al*., 2005). La extracción de los árboles con las mejores características produjo a lo largo del tiempo una erosión genética con una selección fenotípica negativa sobre la población de árboles remanentes. El modo típico de operar en las Yungas comienza con una recorrida llamada monteo, durante la cual se realiza una primera exploración y evaluación de los recursos forestales maderables existentes en el rodal. En este monteo se identifican los árboles de especies de valor comercial y se seleccionan según el rendimiento en volumen que pueda obtenerse de cada árbol. La decisión de aprovechar o no un rodal depende de la presencia de especies guías, que son las especies arbóreas de alto valor económico, como *Cedrela balansae*, *Cedrela angustifolia, Myroxylon peruiferum*, *Handroanthus impetiginosus* y *Maclura tinctoria,* que pueden hacer viable la economía de la operación. La presencia de especies de segundo orden, como *Calycophyllum multiflorum*, *Phyllostylon rhamnoides*, *Anadenanthera colubrina*, *Juglans australis*, *Parapiptadenia excelsa* o *Myracrodruon urundeuva*, no es decisiva, ya que si bien pueden complementar la operación, resulta difícil que por sí solas paguen los costos operativos de la extracción, salvo en sectores con alta accesibilidad. El método de corta de selección o floreo en los rodales de las Yungas comienza con la extracción de ejemplares de mayores diámetros (>50 cm de DAP) de las especies guías, es decir, las de mayor valor económico. Una vez agotados los ejemplares de los diámetros mayores, con caminos y huellas ya construidas, se continúa la extracción de estas especies guías de mayor valor económico con diámetros inferiores, incluyendo árboles de 20 cm de diámetro que son aprovechados como trocillos. Al cabo de 20-30 años, el stock de las especies de guías de mayor valor económico en el rodal en general se agota y posteriormente, se extraen especies arbóreas de segundo orden, es decir, de menor valor económico. El floreo aplicado en las Yungas disminuye el valor económico de los rodales dejando bosques empobrecidos económica y ecológicamente (fig.7.6).

Además de las características fenotípicas, el método de corta de selección aplicado en las Yungas está basado en diámetros mínimos de corta donde se fija un límite mínimo al tamaño de las especies arbóreas a ser aprovechadas con ciclos de corta de 20 - 25 años (Eliano *et al*., 2009; Balducci *et al.,* 2012) (tabla 7.1). En general, se utilizan unos pocos diámetros mínimos de corta para la mayoría de las especies basado en la exigencia de las reglamentaciones provinciales que fueron establecidos con la Ley n˚ 13.273 en el año 1949 para realizar aprovechamientos forestales (Brassiolo, 2004). La aplicación de los diámetros mínimos de corta sólo es recomendable cuando hay una cantidad suficiente de árboles grandes para que el aprovechamiento sea rentable, cuando el límite de diámetro de corta impuesto es suficientemente alto, y cuando las especies aprovechadas tienen una distribución diamétrica de J invertida (Eliano *et al*., 2009). En las Yungas, los diámetros mínimos de corta no han sido efectivos para asegurar el manejo sostenible del recurso maderable, empobreciendo los rodales aprovechados (del Castillo *et al*., 2005).

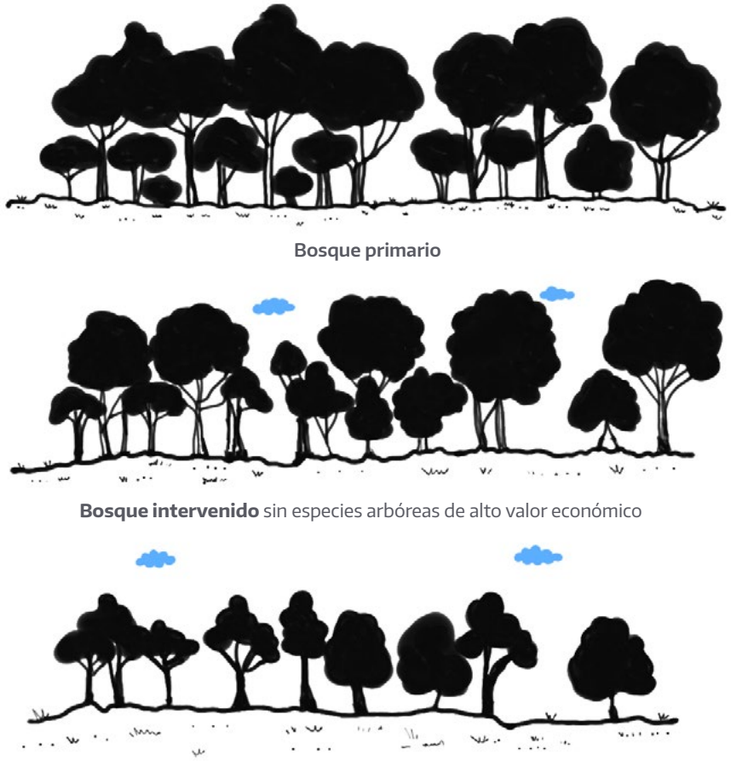


Figura 7.6. Trayectoria del aprovechamiento de especies arbóreas maderables de valor económico en rodales bajo manejo convencional en las Yungas.

Tabla 7.1. **Diámetros mínimos de corta (DMC), según la legislación vigente en la provincia de Jujuy, valor económico (MV: muy valiosa, V: valiosa, PV: poco valiosa) y años (± 95% intervalo de confianza superior e inferior; I.C.) para que las especies arbóreas de valor forestal de las Yungas alcancen el DMC (Humano, 2013). NP: corte no permitido por legislación de la provincia de Jujuy.**

Especie arbórea	Nombre común	DMC (cm)	Valor	Años (± I.C.)
Cedrela balansae	Cedro orán	35	MV	50 (25; 90)
Cedrela angustifolia	Cedro coya	40	MV	
Handroanthus impetiginosus	Lapacho	35	MV	115 (60; 170)
Myroxylon peruiferum	Quina colorada	35	MV	80 (40;120)
Amburana cearensis	Roble criollo	NP	MV	
Maclura tinctoria	Mora	30	MV	
Junglans australis	Nogal	40	V	
Podocarpus parlatorei	Pino del cerro	40	V	
Enterolobium contortisiliquum	Pacará	40	V	
Pterogyne nitens	Tipa colorada	35	V	
Cordia trichotoma	Afata	30	V	
Anadenanthera colubrina	Cebil colorado	30	V	35 (15; 55)
Phyllostylon rhamnoides	Palo amarillo	30	V	85 (40; 130)
Calycophyllum multiflorum	Palo blanco	30	V	135 (60; 200)
Myracrodruon urundeuva	Urundel	30	V	55 (20; 100)
Cordia americana	Lanza Blanca	25	PV	
Tipuana tipu	Tipa blanca	30	PV	
Blepharocalyx salicifolius	Palo barroso	40	PV	

Las operaciones de aprovechamiento forestal en las Yungas son más intensas en áreas de mejor acceso, dado que los costos logísticos para las operaciones son más altos en zonas más complejas. Consecuentemente, existe una mala ordenación de las unidades de manejo forestal en esta ecorregión dejando parches sin aprovechar. Las operaciones de extracción de madera en las Yungas están condicionadas por el clima. En general, la duración media de las operaciones es de seis meses (aunque puede variar entre cuatro y diez meses) y se realizan desde mayo o junio hasta el comienzo de las lluvias estivales (en general diciembre), luego de lo cual disminuyen las oportunidades de acceso a los rodales bajo aprovechamiento. El apeo se realiza con corte plano hasta el mes de julio, debido a la creencia popular que hasta esa época disminuye la posibilidad de rajaduras por la menor circulación de sabia. Además, generalmente se corta según la fase de la luna. En general, la altura del corte no selecciona ni direcciona la caída del árbol (Balducci *et al.,* 2012; fig.7. 7).



Figura 7.7. Altura de corte alta, lo cual produce una pérdida en la madera aprovechada y sin dirección de volteo, lo cual aumenta los daños y riesgos de accidentes. (Fotos: Ezequiel Balducci).

Un tercio del total de los individuos arbóreos >10 cm de DAP en la selva pedemontana, corresponden a especies de alto valor comercial (tabla 7.2). Este alto porcentaje indica el enorme potencial de la selva pedemontana como fuente de recursos maderables. En la selva montana y bosque montano, el porcentaje de individuos de alto valor comercial es menor que en la

selva pedemontana (tabla 7.2). En promedio, se aprovecha 4 m³.ha, oscilando entre un mínimo de 1 m³.ha y un máximo de 13 m³.ha. El mayor volumen extraído de madera en las Yungas se da en la selva pedemontana, principalmente de *Myroxylon peruiferum* una especie muy valiosa económicamente, seguida de *Anadenanthera colubrina*, *Calycophyllum multiflorum*, *Phyllostylon rhamnoides*, *Cedrela balansae* y *Handroanthus impetiginosus* (Eliano *et al*., 2009; Balducci *et al*., 2012; tabla 7.1). Si bien en la selva montana y en el bosque montano se registra un bajo volumen de especies maderables algunas de estas especies son muy valiosas, como *Cedrela angustifolia* con un precio de US$ 250.m³ (tablas 7.1 y 7.2). Esto indica la importancia de los pisos altitudinales superiores como proveedores de recursos maderables de alto valor económico (Eliano *et al.,* 2009; Balducci *et al.,* 2012).

Tabla 7.2. Valores de densidad, área basal y volumen maderable de 12 especies arbóreas[1] de valor económico (VE) >10 cm de diámetro a la altura del pecho según la altitud (Malizia *et al*., 2009).

	Altitud (m.s.n.m)			
Parámetro	**600**	**1100**	**1600**	**2100**
Densidad VE (ind.ha)	200	31	39	25
Densidad total de especies arbóreas (ind.ha)	518	495	606	544
Área basal VE (m².ha)	14	3	4	1
Volumen maderable VE (m³.ha)	86	15	30	6
Riqueza VE	12	10	4	2

1 Especies arbóreas consideradas: *Cordia trichotoma, Anadenanthera colubrina, Cedrela angustifolia, Cedrela balansae, Cordia americana, Handroanthus impetiginosus, Juglans australis, Phyllostylon rhamnoides, Calycophyllum multiflorum, Myroxylon peruiferum, Amburana cearensis* y *Myracrodruon urundeuva*.

El aprovechamiento forestal de los bosques nativos genera una red compleja de relaciones socioeconómicas y constituye la base de distintos grupos sociales para los cuales la actividad tiene diversos significados (Cafferata, 1988). Se identifican a los obrajeros, los dueños de las tierras forestales y los propietarios de aserraderos. Los dueños del bosque, por lo general, son actores ajenos al sector y se involucran poco en los aprovechamientos. Los propietarios de los aserraderos y los obrajeros aparecen como los actores clave del sector. La mayor parte de los aprovechamientos son efectuados a través de arriendos temporales de las propiedades con bosques (Minetti *et al*., 2009). Considerando que la mayor parte de los obrajes son operaciones tercerizadas, casi sin intervención de los dueños del bosque, existe un reducido estímulo para implementar esquemas de manejo forestal de bajo impacto. La transformación de la materia prima extraída del bosque se realiza por los mismos obrajeros o a través de una tercerización. Los productos maderables que actualmente se comercializan de las Yungas son leña, rollizos y trocillos (Balducci *et al*., 2012; fig. 7.8). En algunos casos, los aserraderos solo venden madera en rollo, mientras que en otros cuentan con industrias de transformación de primer y segundo grado. El obrajero presta el servicio para el corte y el transporte de la madera al aserradero, algunos presentan un grado de calificación en sus trabajos, como los motosierristas y operadores de maquinaria pesada y de camiones. En la mayoría de las operaciones la maquinaria es obsoleta, aunque en operaciones de alta escala se usan herramientas y equipamiento más moderno, específicos y adecuados (fig. 7.8). Existe un grupo importante de obrajeros que prácticamente no tienen calificación ni instrucción, tales como cargadores y atadores que actúan como ayudantes. Más del 60% de los operarios del sector son contratados bajo condiciones irregulares y estacionalmente durante los meses que duren las campañas forestales. En general, los operarios no cuentan con los elementos de protección personal, y los campamentos no tienen condiciones de higiene, servicios ni seguridad adecuadas (fig. 7.8). Las operaciones de arrastre con cable y la carga de los rollos de la madera son prácticas peligrosas, ya que son principalmente manuales, ayudadas por tractores simples y cadenas (fig. 7.8). Además, la salida y entrada de los operarios de algunos obrajes más remotos se hace en las cajas de los camiones de transporte de los rollos, lo que incrementa los riesgos de accidentes laborales. Los operarios son remunerados en función de su productividad de madera obtenida (por m³ producido). Esta medida, además de ir en contra de los derechos laborales creando condiciones sociales y económicas no deseadas, muestra una alta prioridad del trabajo según el volumen de madera extraída, restando importancia a la forma de ejecutar las tareas, descuidando los impactos y daños sobre la masa remanente. Las cuadrillas de trabajo son reducidas a 3 o 4 personas en operaciones de hasta 600 m³ aunque pueden ser cuadrillas más grandes (hasta 8 personas) en operaciones que alcanzan los 2000 m³. Otros actores del sistema forestal a nivel institucional son las reparticiones específicas de los gobiernos provinciales, como autoridades de aplicación de la normativa regulatoria del uso de los bosques. Las cámaras y asociaciones que nuclean al sector forestal también tienen un rol preponderante.

La superficie promedio por productor anualmente aprovechada es de alrededor de 300 ha, con un rango que varía entre 60 ha y 1200 ha (Balducci *et al*., 2012). El volumen promedio por productor es de aproximadamente 900 m³.año, con un intervalo de variación entre 190 m³.año y 4000 m³.año (Balducci *et al*., 2012). La madera aprovechada debe estar formalmente amparada por guías forestales. Las guías forestales permiten asegurar la trazabilidad de los productos madereros a través del control de permisos y cupos establecidos, y significan aportes de tasas e impuestos para las provincias. Los controles se focalizan en el obraje sobre los inventarios forestales antes de iniciar las operaciones y al terminar la operación, con el control del cumplimiento de los diámetros mínimos de corta. Luego se realizan controles en las rutas y en los aserraderos destinatarios. Sin embargo, distintas jurisdicciones, con formatos de guías forestales diferentes y con información disímil, no logran ser efectivas para disuadir la obtención ilegal de madera. Por ejemplo, para la provincia de Jujuy, se estima que la madera obtenida ilegalmente podría llegar a un volumen de aproximadamente 50.000 m³.año igualando o incluso superando al volumen legal circulante (Ortiz *et al.,* 2015). El aprovechamiento forestal ilegal provoca una serie de consecuencias negativas, como disminuir el precio de la madera, amenazar la biodiversidad o disminuir los beneficios sociales. Esto provoca que el aprovechamiento forestal parezca menos atractivo o

rentable comparado con otras actividades del uso de la tierra. Por lo tanto, es necesario lograr mecanismos que aseguren la legalidad del aprovechamiento forestal, por ejemplo, fortalecer la estructura de los departamentos de fiscalización forestal de los estados provinciales, generando o aumentando la capacidad técnica de los controles de los aprovechamientos forestales y desmontes ilegales (Blundell y Gullison, 2003; Schulze, 2008).

Existe una percepción social de que el aprovechamiento forestal es una actividad marginal. Si bien hay actores del sector que aceptaron el cumplimiento de muchas normas que mejoran la eficiencia de los aprovechamientos forestales, en general, muchas otras normas no son aplicadas debido a que existe una fuerte resistencia al cambio. Sin embargo, el sector forestal no parece percibir la necesidad de trabajar de forma ordenada y planificada y, por lo tanto, no se perciben a los planes de manejo sostenible como una herramienta de organización y gestión del proceso productivo (Balducci *et al*., 2012).

El aprovechamiento forestal en las Yungas fue importante entre los años 1930 y 1980, cuando una importante parte del capital maderero acumulado en las formaciones boscosas de mayor acceso fue extraída. La falta de planificación del aprovechamiento se agudizó en la medida que la productividad del bosque bajó de 20 o 30 m^3.ha a menos de 3 m^3.ha en bosques intervenidos muy degradados. En general, las decisiones sobre las intervenciones a realizar en el bosque se toman día a día y sin técnicas de trabajo forestal. Por ejemplo, la construcción de caminos primarios, secundarios (de salida y troncales) y huellas de saca se realizan de forma no planificada en la zona seleccionada para el aprovechamiento forestal (Balducci *et al*., 2012). La construcción o habilitación de los caminos es una operación de gran inversión que puede malograr el aprovechamiento forestal si la dificultad del acceso (piedra o laja, pendientes) fue mal planificada. En la actualidad, el sector forestal en las Yungas presenta una etapa de aguda crisis económica (cuadro 1). Por ejemplo, la producción legal de madera en el año 2009 en las Yungas alcanzó las 43.016 toneladas, un 19% menos que en el año 2008 (FAO, 2010). La menor disponibilidad de madera, en cuanto a calidad y cantidad y mayores costos logísticos, hizo que su aprovechamiento dejara de ser rentable salvo para un grupo reducido de especies, como *Cedrela angustifolia* y *C. balansae* y otras maderas duras de calidad. Esto generó que la mayor parte de los grandes aserraderos de localidades como San Pedro, Yuto, Ledesma, Orán y Tartagal cerraran o cambiaran radicalmente sus formas de trabajo.



Figura 7.8. Arriba izquierda: Aserradero. Arriba derecha: trocillos. Centro izquierda: campamentos precarios. Centro derecha: arrastre con cadena. Abajo izquierda: puentes realizados en los caminos primarios para no afectar los cursos de agua y abajo derecha: caminos construidos en pendientes abruptas. (Fotos: arriba y centro, Ezequiel Balducci; abajo izquierda, Ever Tallei; abajo derecha: Luis Rivera).

7.5 Impactos del aprovechamiento forestal tradicional

En general, el aprovechamiento forestal en las Yungas está guiado por maximización de la tasa de extracción dentro de las restricciones impuestas por el diámetro mínimo de corta y un periodo de rotación mínimo entre sectores del bosque. El aprovechamiento forestal tradicional, como se realiza actualmente en las Yungas, logra cumplir algunas de las demandas económicas y sociales, pero tiene efectos negativos sobre los recursos maderables y no maderables, y sobre algunos componentes de la biodiversidad y servicios ecosistémicos. En general, a medida que los disturbios aumentan en intensidad y frecuencia, las especies de interior de bosque disminuyen (Sekercioglu, 2002; Edwards *et al*., 2012), mientras que las especies tolerantes a los disturbios aumentan, al menos así se ha puesto en evidencia en otros ecosistemas forestales del mundo (Vasconcelos *et al.,* 2000; Hamer *et al.,* 2003).

Los bosques tropicales y subtropicales son susceptibles a la extinción comercial o biológica de especies maderables de alto valor comercial cuando el aprovechamiento no se realiza bajo esquemas de manejo forestal sostenible debido a que estos bosques no producen madera valiosa en cantidad suficiente, ni suficientemente rápido para proveer un beneficio económico en el largo plazo. La falta o la escasa legislación basada en información científica ha llevado o llevará a la extinción comercial o biológica a muchas de las especies de alto valor comercial dentro de los próximos tres ciclos de corta (de Freitas y Pinard, 2008; Forshed *et al*., 2008; Grogan *et al*., 2008; Peña-Claros *et al*., 2008; Schulze *et al*., 2008; Kukkonen y Hohnwald, 2009). En las Yungas, *Amburana cearensis*, *Pterogyne nitens*, o *Jacaranda mimosifolia* pueden ser susceptibles a la extinción local comercial o biológica (Politi *et al*., 2015; IUCN, 2018).

Los bosques remanentes de las Yungas han empezado a homogeneizarse tanto en estructura como en composición, lo cual puede llevar a la pérdida de las características particulares de la ecorregión. Además, en muchos remanentes de las Yungas se ha producido la extinción local o la disminución en los tamaños poblacionales de numerosas especies de distintos grupos taxonómicos (aves, plantas, etc.), sobre todo aquellas especies con requerimientos específicos (Miranda *et al*., 2010). Estas especies con requerimientos específicos son reemplazadas por especies de amplia distribución o por especies exóticas (Miranda *et al.,* 2010). En general, la riqueza de especies (es decir, el número de especies) no se modifica significativamente en sitios bajo aprovechamiento forestal selectivo con intensidades de extracción intermedias. Sin embargo, se observan cambios en la composición de especies y en la abundancia de los gremios presentes (Putz *et al*., 2012). Para las Yungas la información existente sobre los impactos del aprovechamiento forestal se basa en estudios realizados principalmente en la selva pedemontana, siendo escasa para la selva montana y bosque montano.

Casi la totalidad de la selva pedemontana ha estado sujeta al aprovechamiento forestal al no presentar impedimentos topográficos. El aprovechamiento forestal sin lineamientos de manejo sostenible ha producido cambios en la estructura de la selva pedemontana. El estado actual de la selva pedemontana refleja la falta de planificación en el aprovechamiento forestal. El área basal de árboles >10 cm de DAP no difirió significativamente entre sitios bajo aprovechamiento y sitios de referencia (23,49 ± 10,73 m^2.ha vs. 26,23 ± 10,40 m^2.ha; p >0,05), pero el área basal de especies arbóreas de valor comercial >10 cm de DAP (11,67 ± 9,92 m^2.ha vs. 17,83 ± 8,17 m^2.ha; p <0,05) y el área basal de árboles muertos (1,72±1,75 m^2.ha vs. 2,67 ± 2,42 m^2.ha; p <0,05) fue significativamente menor en sitios bajo aprovechamiento que en sitios de referencia (Politi *et al*., en prep.). Se registró significativamente menor área basal de especies arbóreas de mayor valor comercial, como *Cedrela balansae*, *Myroxylon peruiferum* y *Amburana cearensis*, y significativamente mayor área basal de especies de menor valor comercial, como *Anadenanthera colubrina*, en sitios con aprovechamiento forestal convencional que en sitios de referencia (Politi *et al*., en prep.). En sitios con aprovechamiento, del total de individuos por hectárea, aproximadamente 20% corresponde a especies arbóreas de valor comercial en las clases diamétricas >30 cm, mientras que el restante 80% corresponde a individuos de especies arbóreas de valor comercial en clases diamétricas <30 cm y la gran mayoría son especies sin valor comercial (del Castillo *et al*., 2005). En la década del 50, el Instituto Forestal Nacional realizó un inventario forestal en la serranía de Tartagal, provincia de Salta, en un sector de selva pedemontana (del Castillo *et al.,* 2005). En este inventario, se registró un volumen cinco veces más alto de especies de alto valor económico que el registrado en los muestreos realizados en la misma serranía en el año 2015 (fig. 7.9). La regeneración (es decir, individuos que aún no han pasado a la categoría de establecidos) de especies arbóreas de alto valor comercial está severamente comprometida en los sitios con aprovechamiento forestal en la selva pedemontana. Se registró la ocurrencia de renovales de solo cinco de las 12 especies de alto valor comercial en menos del 30% de las parcelas en sitios bajo aprovechamiento forestal convencional (Politi *et al*., en prep.). La regeneración de especies arbóreas es alta, sin embargo, el 10% corresponde a especies de menor valor comercial, como *Anadenanthera colubrina* y *Phyllostylon rhamnoides* (del Castillo *et al*., 2005)

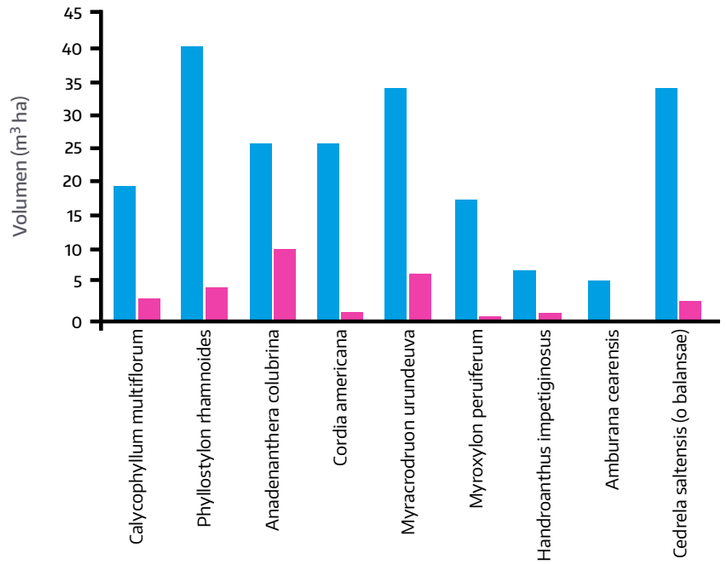


Figura 7.9. Volumen de distintas especies de árbol con diámetros a la altura del pecho >30 cm en inventarios realizados en las serranías de Tartagal, Argentina, en la década de 1950 (del Castillo *et al.*, 2005, barras celestes) y en el año 2015 en sectores con extracción de madera (Politi *et al.*, en prep., barras rosas).

En la selva montana y en el bosque montano, el proceso de explotación forestal comenzó más tarde que en la selva pedemontana y se intensificó cuando comenzaron a usarse topadoras y moto arrastradoras en las operaciones forestales. La explotación en estos pisos altitudinales fue muy selectiva, extrayéndose principalmente *Cedrela angustifolia* (fig. 7.10). Los individuos remanentes de *Cedrela angustifolia* en los rodales aprovechados corresponden a ejemplares afectados por enfermedades o que no han llegado al diámetro mínimo de corta. De la densidad de individuos arbóreos, el 60% corresponden a individuos con diámetros <30 cm y solo el 20% a individuos con valor comercial en clases diamétricas >30 cm. El 30% de la regeneración de especies arbóreas corresponde a especies de valor comercial, como *Handroanthus ochraceus* (lapacho amarillo), *Cordia americana*, *Juglans australis*, *Cedrela angustifolia* y *Parapiptadenia excelsa*. Ninguna de estas especies registra individuos en la categoría de establecidos (>2 m de altura). El 70% del total de renovales corresponde a especies arbóreas sin valor comercial, de los cuales un 45 % son renovales establecidos. En el bosque montano también fue muy aprovechado locamente y en el pasado el *Podocarpus parlatorei*, pero esta especie presenta un bajo valor comercial actual y su comercio internacional está sometido a estrictas regulaciones debido a que está incluido en el Apéndice I de CITES (Convención sobre el Comercio Internacional de Especies Amenazadas de Flora y Fauna; CITES, 2005).



Figura 7.10. Los aserraderos utilizan las especies arbóreas de menor valor comercial de la selva pedemontana de las Yungas para fabricar cajones (izquierda), mientras que los grandes ejemplares de especies arbóreas de la selva montana y bosque montano ya han sido cortados (derecha). (Fuente: Natalia Politi).

Los diferentes microambientes en el bosque generan una diversidad de hábitats para distintos componentes de la biodiversidad. La cobertura del dosel, la presencia de árboles caídos, el espesor de la hojarasca y el microclima en el rodal determina la abundancia y composición de las arañas (Pearce *et al.,* 2004; Rubio y Ramírez, 2015). Al analizar el ensamble de arañas en la selva pedemontana, se encontró que la familia Linyphiidae, una familia indicadora de sitios bajo disturbio, tuvo una mayor tasa de captura en sitios con aprovechamiento respecto a los sitios sin aprovechamiento (Alcalde *et al.,* 2018). Por otro lado, las familias Theraphosidae y Actinopodidae, arañas cursoriales, asociadas a requerimientos de hábitat específicos, hábitos sedentarios y muy sensibles a las modificaciones del hábitat, tuvieron una mayor tasa de captura en sitios sin aprovechamiento respecto a sitios con aprovechamiento (Alcalde *et al.*, 2018). Otro grupo de invertebrados que ha sido reportado como sensible a cambios en la estructura del bosque son las hormigas. Algunas especies de hormigas están asociadas a bosques disturbados de las Yungas (p. ej. *Camponotus* sp., *Paratrechina* sp., *Pheidole*, *Crematogaseer* y *Solenopsis*), mientras que otro grupo de especies se asocia a bosques sin influencia de actividades antrópicas (p. ej. especies de menor tamaño como *Cephalotini y Pseudomyrmex*) (Cuezzo y González Campero, 2009).

Los ensambles de aves de sotobosque de la selva pedemontana también han sido reportados como sensibles a los impactos del aprovechamiento forestal. Cinco especies de aves de sotobosque estuvieron asociadas o presentaron mayores abundancias en sitios con aprovechamiento forestal: *Thamnophilus caerulescens, Poecilotriccus plumbeiceps, Leptotila megalura, Synallaxis scutata,* y *Catharus swainsoni;* mientras que cuatro especies estuvieron asociadas o presentaron mayores abundancias en sitios de referencia: *Vireo olivaceus, Turdus rufiventris*, *Sittasomus griseicapillus* y *Lepidocolaptes angustirostris*. En los sitios con aprovechamiento, las variables estructurales que explican las diferencias en el ensamble de aves de sotobosque fue una mayor cobertura del sotobosque y menor densidad de fustes (>10 cm de DAP) de árboles vivos y de árboles muertos. En cuanto a las aves que nidifican en huecos de árboles, de las 22 especies de aves registradas en la selva pedemontana, 14 especies mostraron diferencias significativamente menores en la abundancia en sitios con aprovechamiento (fig. 7.11). La abundancia de aves que nidifican en huecos estuvo correlacionada positivamente con la densidad de árboles con huecos. Por lo tanto, es importante en sitios con aprovechamiento forestal retener árboles con huecos para no afectar este componente de la biodiversidad (Politi *et al*., 2009). En sitios sin aprovechamiento, las especies arbóreas clave para las aves que nidifican en huecos son *Calycophyllum multiflorum* y *Amburana cearensis*, mientras que en sitios con aprovechamiento, son clave los individuos muertos en pie de *Anandenanthera colubrina* y *Myracrodruon urundeuva* (Politi *et al*., 2009; Ruggera *et al.,* 2018; Schaaf *et al*., 2018). La simulación de la extinción de especies arbóreas clave produjo la extinción de 32% de las especies de aves que nidifican en huecos. Una de las principales causas del bajo número de huecos disponibles para aves en sitios con aprovechamiento probablemente sea el alto nivel de extracción de individuos de *C. multiflorum* (Politi *et al*., 2010; Ruggera *et al.,* 2016).

Algunas especies de mamíferos medianos y grandes mostraron una mayor frecuencia de registro en sitios sin aprovechamiento (p. ej. *Tayassu pecari*) que en sitios con aprovechamiento forestal, donde se obtuvo una frecuencia de registro significativamente mayor de *Sylvilagus brasiliensis*, entre otras especies Además, es necesario estudiar el efecto de la red de caminos madereros sobre especies cinegéticas, ya que se ha visto que los caminos promueven el ingreso de cazadores (Laurance *et al*., 2009).



Figura 7.11. Especies de aves que nidifican en huecos de árboles sensibles al aprovechamiento forestal en las Yungas. (Fotos: Luis Rivera).

7.6 La ganadería a monte y su impacto sobre las Yungas

Muchos de los bosques remanentes de las Yungas disminuyeron su potencial productivo por un aprovechamiento forestal no planificado pero además, la ganadería extensiva ha impactado negativamente sobre la regeneración de algunas especies forestales (Lorenzatti, 2014). La ganadería extensiva comparte gran parte de los sectores donde se realiza el aprovechamiento forestal (Lorenzatti, 2014) (fig. 7.12). En las Yungas, la ganadería ha impactado negativamente en los regímenes hidrológicos, ha producido la disminución de los recursos forrajeros, la desestabilización de los suelos, la facilitación de invasión por especies exóticas y la disminución en la regeneración de muchas especies de plantas (Mazzini *et al*., 2018).

El ganado vacuno ingresó a las Yungas de Argentina con la llegada de los colonizadores europeos (Brown y Grau, 1993; Bergesio y Malizia, 2014). Actualmente, casi toda las Yungas presentan actividad ganadera con distinto grado de intensidad (Grau y Brown, 1995). La mayor parte del ganado en las Yungas pertenece a campesinos y criollos que en general no poseen o poseen de manera precaria las tierras y esta actividad es económicamente importante para las comunidades locales. Según datos oficiales del año 2016, la provincia de Jujuy contaba con más de 82.000 cabezas de ganado, de las cuales el 60% está en las Yungas, lo que corresponde en promedio a 4 vacas.km^2. La ganadería de monte se basa principalmente en ganado vacuno criollo, tolerante a las condiciones ambientales predominantes. Típicamente, este ganado se maneja con prácticas de trashumancia, desplazándose según los patrones estacionales de temperatura y de productividad de la vegetación (Brown y Grau, 1995; Reboratti, 1998). Durante el verano, el ganado usa los pastizales de altura (>2000 m.s.n.m), que son zonas de menor temperatura y con mejor calidad de alimentos. Durante el invierno, bajan al Bosque Montano y Selva Montana, para protegerse del frío y para conseguir agua y alimento.



Figura 7.12. La ganadería extensiva comparte gran parte de los sectores donde se realiza el aprovechamiento forestal. (Foto: Laura Pinciroli).

Los diferentes pisos de las Yungas tienen respuestas diferenciales a la herbivoría por ganado, en parte dependiente de las especies presentes en cada uno de ellos (Lorenzatti, 2014). En los pisos más altos, especies poco palatables como *Podocarpus parlatorei, Juglans australis* y *Cedrela angustifolia* son favorecidas (Arturi *et al*., 1998; Carilla y Grau, 2010; Lorenzatti, 2014), aunque el pisoteo afecta el reclutamiento de estas especies (Zamora Petri, 2006). En los pisos más bajos, los renovales de *Handroanthus impetiginosus* y *Tipuana tipu* fueron consumidas con mayor frecuencia que los renovales de *Enterolobium contortisiliquum* y *Cordia americana* y la especie menos consumida por el ganado fue *Cedrela balansae*, mientras que *Anadenanthera colubrina* no es palatable para el ganado (Mazzini, 2018). La abundancia y riqueza de plántulas de especies de árboles y la abundancia de plantas de sotobosque se asocia negativamente con la abundancia del ganado y la intensidad de herbivoría (Mazzini, 2018). Se ha observado que la disminución de la carga ganadera produce un incremento en la tasa de recambio de especies, y en menor medida un aumento de la biomasa y del área basal (Grau *et al*., 2010; Malizia *et al*., 2013). También hay un aumento en el establecimiento de nuevos renovales en situaciones de exclusión ganadera (Mazzini, 2018). La protección del impacto negativo del sobrepastoreo es esencial para asegurar que la regeneración natural se instale, una vez que los renovales logran establecerse la mortalidad por ganadería disminuye (Mazzini, 2018). En la zona de transición de las Yungas con el Chaco, se encontró que la ganadería favorece un mayor desarrollo de arbustos y el ingreso de especies pertenecientes al ecosistema chaqueño (Chalukian, 1991). La ganadería a monte en las Yungas estaría afectando el reclutamiento de los bosques, modificando la composición y simplificando la estructura del sotobosque (Mazzini, 2018).

Otro efecto negativo del ganado es la competencia con los herbívoros nativos por el alimento (Chalukian *et al*., 2004). Las Yungas albergan varios herbívoros nativos, por ejemplo, el tapir (*Tapirus terrestris*), que pesa menos de 300 kg, corzuelas, agutíes y pecaríes. Los tapires tienen un consumo de materia vegetal fresca mucho menor que una vaca adulta la cual ingiere aproximadamente 10% de su peso diario, es decir,

aproximadamente 10 toneladas de materia vegetal fresca al año. Aún faltan estudios de base para establecer la carga ganadera compatible con la dinámica del bosque de las Yungas y comprender el efecto del ganado sobre suelo, cursos de agua, fauna, facilitación de especies invasoras, entre otros. Esta información es fundamental para planificar esquemas de manejo ganadero sostenible.

7.7 Provisión de productos forestales no madereros

Los bosques de las Yungas han sido considerados principalmente como proveedores de productos forestales madereros y también han sido importantes para proveer recursos forestales no madereros para las comunidades locales. Existe una diversidad de recursos no madereros que son de potencial importancia económica, y algunos tienen mayor desarrollo en los mercados formales como las mieles (cuadro 2). Otros recursos no madereros están siendo comercializados recientemente e incorporados en los mercados (Malizia *et al*., 2009). Por ejemplo, *Solanum betaceum* (chilto o tomate árbol) ha empezado a comercializarse en el mercado central de Buenos Aires como un alimento funcional (fig. 7.13). Incentivar el uso de productos forestales no madereros del bosque nativo puede generar alternativas productivas para la economía de las comunidades locales.

Las Yungas son proveedores de innumerables bienes que pueden comercializarse y, además, los servicios pueden ser incorporados en el sistema monetario. La provisión de agua para riego y consumo humano, que abarca aproximadamente 400.000 ha de cultivos y alcanza a más de 2 millones de personas, es uno de los servicios más importantes que provee las Yungas pero subvaluado (Pacheco *et al*., 2010; Balvanera, 2012). Las Yungas representan un importante stock de carbono, estimado en 63 toneladas.ha, siendo los bosques de ribera y los bosques de filo los que constituyen importantes sumideros de carbono (Ontiveros *et al*., 2015). Sin embargo, la cantidad de carbono acumulado puede verse reducido en un 20% luego del aprovechamiento forestal de intensidad intermedia (<30 m^3.ha). En ciclos de corta largos, más de 60 años, el carbono que se pierde puede ser secuestrado nuevamente. El manejo forestal sostenible, combinado con otras alternativas económicas, puede proveer la sostenibilidad económica (Bray *et al*., 2003).

Se han propuesto esquemas de compensación y pago por servicios ecosistémicos que se dirigen a otorgar una retribución monetaria a los propietarios, a cambio de la conservación de los servicios en estos ecosistemas, o bien de abstenerse de realizar actividades que disminuyen la provisión de los servicios ecosistémicos (Chacón-Cascante y Naranjo, 2011). En la provincia de Jujuy, se realizó un estudio de factibilidad de implementación de un esquema de pagos por servicios ecosistémicos para la protección de dos de los principales servicios ambientales: el hidrológico, destinado a riego, consumo humano y provisión de electricidad; y el paisajístico (Sarmiento y Ríos, 2009). De la información generada, se determinó la factibilidad de generar un flujo de fondos (Sarmiento y Ríos, 2009). Sin embargo, hasta la actualidad no se ha implementado ningún esquema de pago por servicios ecosistémicos en las Yungas, a pesar de la existencia de estos proyectos pilotos. Independientemente de la monetización de los servicios ambientales, ha habido una preocupación y consecuente acción por asegurar la conservación de las principales fuentes de agua de las Yungas para su actividad productiva a través de la designación de áreas protegidas.





Figura 7.13. El fruto de *Solanum betaceum* (chilto o tomate árbol) ha empezado a comercializarse como producto no maderero obtenido de las Yungas. (Fuente: Gobierno de Jujuy).

7.8 Alternativas silvícolas a las prácticas forestales tradicionales

La planificación del aprovechamiento forestal constituye la base de la transición hacia un manejo sostenible del bosque, desde un esquema que degrada el bosque y los recursos forestales, hacia uno que mantiene el capital económico y ecológico. Si bien el aprovechamiento forestal planificado tiene un costo adicional, las pérdidas económicas por el uso poco eficiente del equipo y la madera no extraída en las operaciones tradicionales, pueden ser muy superiores al costo de la planificación (Balducci *et al*., 2012). En las Yungas, dado que el volumen maderable que actualmente se puede aprovechar es generalmente bajo y que existe un aumento de los costos relacionados con el manejo sostenible, .las mejoras en las prácticas forestales se han beneficiado de subsidios económicos (Malizia *et al*., 2006; Malizia, 2009; Balducci *et al*., 2012). Los subsidios económicos pueden permitir que los propietarios afronten los costos tendientes a mejorar el manejo y contrarresten los costos de oportunidad perdidos (Pearce *et al*., 2003; Putz *et al*., 2008). Esto es particularmente importante, dado que los costos de oportunidad del manejo forestal sostenible son mucho mayores desde una perspectiva económica que aplicar otras alternativas económicamente viables (p. ej. transformar a agricultura o realizar aprovechamientos a intensidades de extracción más altas). La Ley Nacional de Presupuestos Mínimos para

la Conservación de Bosques Nativos n.° 26.331 concede fondos a los propietarios que aseguren en sus predios la conservación y el uso sostenible del bosque nativo. Con estos fondos, los propietarios pueden realizar planes de manejo, enriquecimiento e inventarios forestales, relevamientos de biodiversidad, y mejorar la infraestructura como caminos, alambrados y acciones silvícolas de manejo activo. También estos fondos pueden ser usados para la colecta de datos para una línea de base, parcelas permanentes, parcelas de intervención, relevamiento de caminos realizados, mapas de apeos y otra información que podría aportar en mejorar la comprensión de aspectos dinámicos de esta actividad. Sin embargo, hasta el momento en las Yungas, estos fondos no se han otorgado como una verdadera compensación a los propietarios, principalmente debido a que los fondos son insuficientes, existe un exceso de burocracia administrativa y se otorgan para realizar actividades preestablecidas, por lo que no son fondos de libre disponibilidad para los beneficiarios que asumen un compromiso legal por la conservación y el manejo sostenible del bosque.

Para revertir la degradación económica y ecológica de muchos de los rodales de las Yungas se han propuesto cambios en las técnicas silvícolas que aseguren el manejo forestal sostenible sobre la base de la dinámica natural de las especies (Balducci *et al*., 2012). Si bien estas mejoras en la silvicultura deben basarse en la historia de vida específica de la especie bajo manejo aún existe poca información autoecológica para la mayoría de las especies arbóreas de las Yungas (Bava y López Bernal, 2006). Estos cambios propuestos en el manejo de las Yungas se basan en un esquema de bajo impacto (en inglés se refiere al Reduced Impact Logging o RIL), en un marco de manejo adaptativo. Implementar un manejo forestal de bajo impacto, incluyendo tratamientos de selección de árboles semilleros y protección de árboles futuro, es importante porque el aprovechamiento forestal convencional produce, entre otros impactos negativos, daño a aproximadamente 30 árboles por cada árbol extraído (Uhl *et al*., 1991). Los métodos de aprovechamiento forestal de bajo impacto han sido eficientes en disminuir entre un 20 y un 50% los daños colaterales en parcelas remanentes (Putz *et al*., 2008). En las Yungas, se han empezado a aplicar los siguientes lineamientos técnicos de bajo impacto (Balducci *et al.,* 2012):

(1) Inventarios forestales eficientes. La presentación de planes de manejo sostenible a las autoridades de aplicación ha permitido especificar en la planificación las cantidades de madera a extraer y el área donde se realizará la operación basada en los resultados de inventarios forestales. Los planes de manejo sostenible son evaluados, se realizan inspecciones previas al apeo, y se procede en el proceso formal de las habilitaciones. La planificación de las operaciones en base a información de inventarios forestales permite conocer la ubicación de los árboles a extraer, su distribución espacial y tener información del volumen presente en el sitio relevado. Con estos datos procesados, se pueden diseñar correctamente los caminos, las vías de saca y los canchones de acopio. Los árboles del inventario forestal se deben marcar y geoposicionar para elaborar mapas que permitan planificar las tareas de aprovechamiento (fig. 7.14). Los inventarios forestales reducen los daños a los árboles para el futuro aprovechamiento, permiten un planeamiento cuidadoso de los movimientos de la maquinaria, lo cual reduce los impactos sobre el bosque, suelo y cursos de agua, y reducen el tiempo de operación de la maquinaria frente a la operación no planificada, ya que se optimizan las distancias.



Figura 7.14. Árboles medidos y marcados durante un inventario forestal (Izquierda arriba),: árbol con número indica árbol de aprovechamiento (Derecha arriba), árbol con una X indica árbol de importancia para la fauna (Izquierda abajo) y árbol con tres líneas indica árbol futuro (Derecha abajo). (Fuente: Laura Pinciroli).

(2) Métodos de apeo seguros y no destructivos. Es necesario aplicar cortes que permitan al motosierrista dirigir la caída del árbol a aprovechar, es decir aplicar un volteo dirigido. Esto permite no solo disminuir los riesgos de accidentes sino que el árbol cortado no sufra pérdidas por golpes o rajaduras y minimiza el daño a los árboles remanentes y al estrato de regeneración. Además, el corte debe realizarse en la base para disminuir la pérdida de madera (fig. 7.15). Es recomendable que los motosierristas perciban un ingreso mensual base con un adicional basado en premios por productividad y por el cumplimiento de las pautas silvícolas de mejora.

Se sugiere el corte de lianas previo y posterior al aprovechamiento forestal, para reducir los daños sobre el rodal remanente. El corte de lianas en los árboles a voltear debe ser realizado con anterioridad al aprovechamiento, para reducir los daños a los árboles remanentes durante las operaciones de corta y brindar mayor seguridad a los operarios. Las lianas leñosas pueden actuar como tensores en el momento de la caída del árbol, dañando copas de árboles vecinos e interfiriendo en la dirección de caída del árbol. Idealmente, el corte de lianas debe realizarse unos seis meses antes de iniciar el aprovechamiento, de modo de asegurarse que las lianas se encuentren secas al momento del corte. Las lianas están asociadas a claros generados por la caída natural o antrópica de árboles (Putz, 2004). Las lianas presentan mayor abundancia en bosques con alta densidad de árboles y en sectores con mayor disponibilidad de luz (Fredericksen y Mostacedo, 2000). Las lianas son consideradas un problema en bosques bajo aprovechamiento forestal, al reducir el crecimiento de los árboles y causar problemas al fuste, lo cual reduce su valor comercial (Putz y Mooney, 1991). Debido a que claros recientes y adyacentes, generados por la extracción de árboles influyen en la diversidad y abundancia de lianas, se ha sugerido que es necesario que los claros estén separados en el espacio y tiempo para retardar la dispersión de lianas a claros recientes generados por el aprovechamiento forestal (Malizia y Grau, 2006). Es importante reconocer que, además de producir daños a los fustes, las lianas aportan recursos de hábitat y de forrajeo para la fauna y proveen una continuidad física en el dosel para una diversidad de especies de distintos grupos taxonómicos (Putz, 2004). Por ejemplo, >10% de los sustratos de forrajeo de los pájaros carpinteros en las Yungas son lianas. Pocas empresas forestales aplican un control de lianas, aunque no existen lineamientos que permitan lograr una consistencia en la aplicación; sin embargo aquellas empresas que no aplican control de lianas aumentan los riesgos durante la actividad de volteo y los daños colaterales.

(3) Planificar la red de caminos y prohibir la cacería y permanencia de perros en los obrajes. La planificación, diseño y construcción adecuada de caminos, vías de arrastre y canchones es un punto clave para reducir los impactos sobre el bosque, el suelo, los cursos de agua y los drenajes naturales en las Yungas (fig. 7.16). La red caminera en el bosque, particularmente con la topografía escarpada de las Yungas, es una de las acciones que generan mayor impacto sobre el bosque y que puede provocar erosión de suelos si los caminos no son construidos y mantenidos correctamente (Balducci *et al.*, 2012). Se debe evitar la construcción de caminos en sectores con pendientes >15% o reducirlo al mínimo para evitar deslizamientos. Las vías de saca no deben superar pendientes >30%. Es necesario la utilización de máquinas con cable para la extracción de rollos, minimizando la apertura de vías de saca. El ancho de los caminos debe ser <4 m, manteniendo una cobertura de las copas de los árboles sobre el camino >50%. Para las vías de





Figura 7.15. Corta desde la base y con técnica de volteo dirigido. (Fuente : arriba, Ever Tallei; abajo, Ezequiel Balducci).

saca, se recomiendan anchos <3 m y cobertura de las copas de los árboles >60% (Balducci *et al*., 2012). El área de los distintos tipos de caminos no debe superar el 5% del área total intervenida (COMPYMEFOR, sin fecha).

Los bosques con historia de uso, en general poseen una red de caminos, que en lo posible debe ser reutilizada como forma de disminuir costos y minimizar impactos. Además, es fundamental la construcción de obras como puentes, alcantarillas, desagües y drenajes transversales, para asegurar el mantenimiento de la red vial y disminuir los impactos de erosión hídrica. Un planeamiento cuidadoso de la red de caminos permite reducir los movimientos de la maquinaria, lo cual minimiza la superficie del suelo afectado, además de reducir el tiempo de operación de la maquinaria, al optimizar las distancias, en comparación con un aprovechamiento tradicional.

El acceso de los caminos debe estar adecuadamente restringido para impedir el ingreso a cazadores; además, en los obrajes debe prohibirse la caza de animales silvestres y tampoco tener perros sueltos ya que también tienen un impacto negativo sobre la fauna (fig. 7.16).



Figura 7.16. Vista de un canchón mostrando a los perros que generalmente están sueltos en los obrajes. (Fuente: Ezequiel Balducci).

(4) Identificar árboles semilleros. Dado que el sistema silvícola se basa en la regeneración natural, es de suma importancia la selección de individuos que servirán como fuentes de semillas. La decisión sobre la retención de especies de árboles semilleros en el aprovechamiento forestal requiere entender la capacidad de regeneración del bosque, donde se decide qué árboles retener y cuáles aprovechar. Sin embargo, muchas veces los criterios para retener árboles semilleros no están basados en la ecología de las especies arbóreas (Guariguata y Pinard, 1998). En general, los árboles retenidos se basan en el diámetro mínimo de corta y el número de árboles a retener no es especie dependiente. Sin embargo, la selección de árboles semilleros no está aún regulada y no existe consistencia en la forma en la que se realiza esta práctica.

Para mantener la productividad y calidad en la madera aprovechada en el tiempo, las prácticas de manejo forestal deberían mantener poblaciones genéticamente viables de especies forestales, que no estén sujetas a endogamia, que produzcan grandes números de progenie con buena supervivencia y que retengan el potencial evolutivo en el largo plazo (Jalonen *et al.,* 2014). Los criterios e indicadores internacionales para el manejo forestal sostenible requieren que el manejo forestal tenga en cuenta medidas para conservar la diversidad genética (FSC, 2010), pero existen pocas recomendaciones sobre cómo integrar la conservación genética en el manejo de bosques bajo producción (Jennings *et al*., 2001). Los sistemas que requieren la retención de una proporción de los árboles aprovechables como árboles semilleros deberían tener menos impactos negativos que aquellos que no lo requieren.

A partir de trabajos que analizaron los impactos de la silvicultura en especies de árboles en bosques tropicales, se han sugerido algunas recomendaciones generales que habría que evaluar para las Yungas antes de ser aplicadas con certeza. De todos modos, pueden ser principios que guíen la investigación aplicada orientada a mejorar el manejo genético de las poblaciones de árboles de valor forestal en las Yungas. Las recomendaciones propuestas fueron realizadas teniendo en cuenta los principales aspectos que influyen en las características genéticas de las poblaciones de árboles bajo aprovechamiento.

Los árboles grandes de clases diamétricas mayores son en general más fecundos que aquellos de clases de tamaño pequeño o intermedio. Por lo tanto, los tamaños mínimos de corta que promueven la extracción sistemática de los árboles más grandes puede afectar negativamente la reproducción (Mack, 1997). Debido a que las densidades poblacionales varían ampliamente dependiendo de las especies y sitios, estas podrían ser manejadas más fácilmente a través de lineamientos basados en densidad poblacional, en lugar de diámetros mínimos de corta (Jalonen *et al*., 2014). Para especies con densidades muy bajas, como en el caso de especies de árboles raros a escala regional o endémicos, el aprovechamiento no debería realizarse a menos que haya más de 500 árboles maduros reproductivos en la población (Jennings *et al.,* 2001). El aprovechamiento de árboles con poblaciones reproductivas pequeñas puede aumentar el riesgo de endogamia, que junto a la pérdida de diversidad genética, pueden afectar severamente las poblaciones, reduciendo su crecimiento, su producción de descendencia, su habilidad para resistir patógenos y su capacidad de adaptarse a cambios ambientales (Hughes *et al.,* 2008).

Los árboles semilleros deben ser seleccionados por sus características fenotípicas y de sanidad. La retención de algunos árboles grandes que exceden los límites de corta, puede ser importante para mantener la diversidad genética de

poblaciones de árboles de valor forestal, como una protección contra los cambios ambientales (Sebbenn *et al*., 2008; Wernsdörfer *et al*., 2011). Estos pueden ser árboles semilleros que mantienen una gran producción de semillas. También debe asegurarse el reclutamiento de árboles de clases más pequeñas a las clases de tamaño más grande (Jalonen *et al*., 2014). Se pueden seleccionar semilleros en las clases diamétricas menores, ya que no necesariamente deben ser ejemplares que se encuentren por encima del diámetro mínimo de corta, siempre y cuando sean sexualmente maduros, es decir, que fructifiquen y que sus semillas sean viables.

Los árboles semilleros seleccionados deben hallarse en una posición dentro del rodal que garantice una correcta dispersión de sus semillas, sobre todo para especies anemócoras (p. ej. *Handroanthus impetiginosus*, *Cedrela balansae*, *Tipuana tipu*). Por lo general, la rectitud del fuste es un carácter de alta heredabilidad, por lo cual existe una alta probabilidad de que sean trasmitidas a sus progenies y futuros bosques. La selección del árbol semillero debe basarse en características forestales deseables, como la rectitud, el tronco cilíndrico y un fuste mínimo de 6 m de longitud, coincidiendo con el inicio de la ramificación. Es importante que el árbol seleccionado sea completamente sano, presente vigorosidad y se encuentre en una posición sociológica de dominancia o co-dominancia. Como regla práctica, se indica que, de cada diez árboles marcados en los inventarios forestales de una especie, se deberá identificar un semillero de la misma. Sin embargo, una tasa general de retención de semilleros de un 10% de árboles mayores al diámetro mínimo de corta puede ser inadecuada, ya que las reglas de retención comercial deben basarse en las diferentes historias de vida de las especies arbóreas (Sist *et al*., 2003; Dauber *et al*., 2003; de Freitas y Pinard, 2008; Schulze *et al*., 2008; Sebbenn *et al*., 2008; Hérault *et al.,* 2011). En Bolivia, los lineamientos establecen retener 20 % de los árboles como semilleros en cada unidad de manejo (Fredericksen *et al*., 2001). Las especies dioicas, en general requieren retenciones mayores que especies hermafroditas. Especies dioicas son polinizadas por insectos pequeños y una distancia corta entre árboles puede favorecer el movimiento de los polinizadores (Bawa y Opler, 1975). En general, los lineamientos sugieren retener el doble de los árboles semilleros de las especies dioicas (Fredericksen *et al*., 2001; Guariguata y Pinard, 1998). Sin embargo, la información sobre la biología reproductiva de las plantas es escasa y sería difícil reconocer las diferencias en la sexualidad (macho/hembra) de las plantas en los inventarios forestales (Bawa y Opler, 1975; Wheelwright, 2000). Una alternativa puede ser aumentar el número de árboles semilleros a retener para especies dioicas.

Los disturbios del aprovechamiento forestal no emulan los regímenes de los disturbios naturales y, por lo tanto, aún se debe entender cómo es el proceso de regeneración en los bosques bajo aprovechamiento. Las poblaciones grandes de plántulas pueden servir como un indicador de bajo riesgo de erosión genética en especies con una distribución de diámetros con forma de J invertida (Jennings *et al.,* 2001). Para especies tolerantes a la sombra, la densidad de árboles jóvenes, juveniles y plántulas debería evaluarse en la Unidad de Manejo Forestal antes del aprovechamiento y, si sus números son muy bajos, el aprovechamiento no debería realizarse. La vulnerabilidad de la reproducción al aprovechamiento forestal puede ser más marcada en especies que carecen de banco de semillas en el suelo, las que alcanzan tardíamente la madurez reproductiva y las que poseen alto riesgo de daño de sus cohortes de individuos juveniles debido a las actividades del aprovechamiento (Jennings *et al*., 2001). Estos impactos deberían ser manejados reduciendo la intensidad del aprovechamiento (Jalonen *et al*., 2014).

(5) Identificar árboles para el futuro aprovechamiento. El sistema silvícola del árbol futuro se basa en la extracción de árboles maduros, observando con atención los individuos en las clases de tamaño menores, sobre los cuales se aplicarán los tratamientos intermedios, con el objetivo de garantizar su adecuado crecimiento hasta llegar al próximo ciclo de aprovechamiento (ver capítulo 4). La importancia del árbol futuro radica en que los mismos constituyen la productividad potencial del bosque a mediano y largo plazo (Balducci *et al*., 2012). El objetivo de este sistema silvícola es mantener la integridad ecológica de los bosques bajo aprovechamiento, incluyendo la protección de renovales establecidos, de brinzales y de latizales de especies arbóreas de alto valor comercial, que serán los árboles aprovechados en el futuro. La aplicación del sistema de árbol futuro debe entenderse dentro de un manejo forestal planificado, basado sobre información obtenida de inventarios forestales y sobre ciertas bases mínimas de conocimiento de la dinámica del bosque y sobre la autoecología de las especies. El sistema silvicultural del árbol futuro es efectivo para asegurar un rendimiento económico si en los rodales a manejar existe regeneración avanzada de las especies de alto valor comercial. Indudablemente, estos protocolos deben proteger la regeneración forestal del ramoneo y pisoteo del ganado. En sitios con ganadería, se puede compatibilizar el manejo del ganado con el manejo forestal si se establece un programa de pastoreo controlado para que los brinzales y el repoblado no sean dañados por acción del ganado, y en donde se haya producido la recuperación de los recursos forrajeros.

En árboles juveniles, la presión que ejercen las trepadoras sobre el tronco puede generar daños mecánicos y deformaciones, disminuyendo el valor comercial del árbol. Por lo tanto, cuando se registre una presencia excesiva y perjudicial carga de lianas y enredaderas sobre árboles futuro, se deberá realizar su liberación a través del corte con machete, cuidando de no dañar el tronco de árbol. Este tratamiento puede realizarse durante el inventario forestal o durante el aprovechamiento.

Cuando un árbol futuro se encuentre compitiendo de manera desfavorable con otro individuo, puede practicarse un raleo. La competencia fundamentalmente estará dada por la posición de las copas de los árboles. Normalmente, la eliminación del árbol competidor se deberá realizar mediante anillado, para generar un cambio gradual en el medio por la apertura del claro. La decisión de aplicar este tratamiento, debe estar justificada técnicamente y en casos de competencia severa y evidente. El momento ideal de realización del tratamiento de raleo es algunos años después del aprovechamiento forestal. Además, se suelen eliminar árboles muertos, enfermos y sobremaduros (también llamadas cortas intermedias de saneamiento, ver capítulo 4). En este caso también se debería considerar la importancia de estos individuos sin interés maderero, para distintos omponentes de la biodiversidad.

Cuando la regeneración natural de especies arbóreas de interés es interferida por otras especies, pueden aplicarse liberaciones para garantizar el establecimiento y favorecer el crecimiento futuro, también denominada corta intermedia de mejora (ver capítulo 4). Muchas veces, luego de grandes disturbios ocurridos en el bosque, sucede un establecimiento masivo de regeneración. Por ejemplo, luego de incendios es común observar abundante regeneración de *Cedrela balansae*, que por su rápido crecimiento logra establecerse generándose

competencia intra e interespecífica. En estos casos, es recomendable eliminar la competencia, seleccionando individuos.

En casos de bosques degradados, cuando la regeneración natural cuenta con menos de 100 individuos de regeneración asegurada de especies comerciales por hectárea y el número de árboles futuro no es suficiente, se debe evaluar la posibilidad de recurrir al enriquecimiento forestal. Las áreas a enriquecer deberán surgir de los inventarios forestales, cuyos resultados indicarán el nivel de degradación. Por otro lado, en la elección del sitio, deben tenerse en cuenta aspectos logísticos como acceso, facilidad de transporte de personal y accesibilidad para mantenimiento y monitoreo de las plantaciones. Además, para enriquecimiento, se debería contar con planteles de individuos cuyo origen sea adecuado, para asegurar la constitución genética de las poblaciones de árboles de esos sitios a enriquecer (cuadro 3).

(6) Ciclos de corta adecuados. Entender el crecimiento de las especies aprovechadas es un insumo básico para la planificación del aprovechamiento de los bosques. Sin embargo, solo recientemente se ha generado este tipo de información a través de modelos de simulación de crecimiento para la selva pedemontana de las provincias de Salta y Jujuy (Humano, 2013). Estos resultados muestran que el incremento diamétrico medio de las especies maderables es de 2,97 ± 3,02 mm.año, aunque individuos de especies maderables con posición sociológica dominante llegan a un incremento de 4,13 ± 3,73 mm.año (Humano, 2013). Las especies maderables en la selva pedemontana con mayor incremento diamétrico son *C. balansae* y *A. colubrina* (5,77 mm.año y 4,77 mm.año, respectivamente) y las especies con menor incremento diamétrico son *P. rhamnoides* y *C. multiflorum* (1,23 mm.año y 1,82 mm.año, respectivamente) (Humano, 2013). Las especies de valor forestal en la selva pedemontana presentan los mayores incrementos diamétricos anuales en las clases diamétricas inferiores y luego en las clases >50 cm de diámetro el incremento diamétrico es menor (Humano, 2013). Esta información permite estimar el turno de corta con respecto a su diámetro mínimo de corta de las especies de alto valor comercial, que indudablemente deberían ser de al menos el doble de tiempo (actualmente en las Yungas el turno de corta es de aproximadamente entre 20 y 25 años) (tabla 7.4; Humano, 2013). Recientemente se ha sugerido que para alcanzar el aprovechamiento forestal sostenible en bosques tropicales para especies con tasas de crecimiento bajas y bajas densidades, se podrían necesitar ciclos de rotación de al menos 60 años, diámetros mínimos de corta de >60 cm, e intensidad de aprovechamiento de menos de cinco árboles.ha (Peña-Claros *et al*., 2008). A su vez, para especies con altas tasas de crecimiento, altas densidades y reclutamiento, los ciclos de rotación podrían ser menores, al igual que los diámetros mínimos de corta (Peña-Claros *et al*., 2008). Sin embargo, la remoción de los árboles grandes de la población puede afectar la regeneración futura, debido a la pérdida de fuente de frutos y semillas (Sheil y van Heist, 2000). En todos los casos, la remoción debería ser de menos del 15 % del área basal, realizar la retención de árboles semilleros y mantener los claros de aprovechamiento menores a 500 m^2 con la aplicación de tratamientos silvícolas posaprovechamiento (Sist *et al*., 2003; Sist y Ferreira, 2007; Forshed *et al.,* 2008; Kukkonen y Hohnwald, 2009).

(7) Otras mejoras. Hasta hace poco no se recuperaban ramas para leña y trocillos (<2,4 m de largo), lo cual puede representar el 40 al 45% del rendimiento de los productos madereros primarios en algunas operaciones (Dauber *et al.,* 2003). En algunas operaciones se realiza una disminución del volumen de la copa de los árboles apeados, para facilitar el contacto con el suelo de ramas y hojas, favoreciendo su descomposición. Asimismo, a través de esta operación se busca brindar mejores condiciones para el establecimiento de la regeneración natural. Además, esta operación disminuye la cantidad de material combustible acumulado y minimiza la probabilidad de incendios forestales en el sitio aprovechado. Este tratamiento lo puede realizar el motosierrista después del corte del árbol.

Otra mejora ha sido la flexibilización de los límites en los diámetros mínimos de corta. Si bien la aplicación de diámetros mínimos de corta facilita la fiscalización por parte de las autoridades de aplicación y control, no garantiza la sostenibilidad del recurso forestal aprovechado. Los diámetros mínimos de corta entre 30 y 50 cm de DAP de la mayoría de las especies arbóreas de valor comercial (tabla 7.4) son demasiado bajos para asegurar poblaciones reproductivas adecuadas en las Yungas. Sin embargo, además de asegurar la regeneración de las poblaciones de árboles después de la operación de aprovechamiento es necesario intervenir en otras clases diamétricas para ajustar la estructura poblacional. La aplicación de los diámetros mínimos de corta restringe la posibilidad de intervenir y es por esta razón, que actualmente se puede solicitar cambios en los límites de corta si es técnicamente beneficioso (Balducci *et al*., 2012).

7.9 Aspectos genéticos a considerar en las nuevas prácticas silvícolas

Contar con información sobre la variación genética de las especies permite predecir su potencial evolutivo y su capacidad de responder a futuros cambios ambientales (Premoli *et al*., 2011). Los patrones de distribución de la diversidad genética pueden utilizarse para mejorar los planes de conservación, manejo o para el mejoramiento genético de especies y variedades de interés productivo (Premoli *et al*., 2011; cuadro 3). En las Yungas, se ha estudiado la diversidad genética de especies del género *Cedrela* y de *Podocarpus parlatorei*. Esta información es particularmente útil para planes de enriquecimiento y también para la domesticación de las especies arbóreas valiosas económicamente. Para *C. balansae* se utilizaron los marcadores moleculares y se encontraron niveles moderados de diversidad genética de esta especie probablemente, relacionados al tamaño limitado del área de distribución, la posición latitudinal, el impacto del aprovechamiento y el patrón de distribución espacial (Soldati *et al*., 2014). La diferenciación genética entre las poblaciones de *C. balansae* fue baja y permitió identificar poblaciones prioritarias para conservar la base genética de la especie (Soldati *et al*., 2014). Para *C. angustifolia*, en base a marcadores moleculares de 14 poblaciones a lo largo de las Yungas se determinó una baja diversidad genética (Inza *et al*., 2012). Los resultados de este trabajo mostraron una disminución de la diversidad genética de las poblaciones con el incremento de la latitud (Inza *et al.,* 2012). Las poblaciones del norte de la provincia de Salta mostraron mayor diversidad genética (He=0,181) que en la provincia de Jujuy (He=0,104) y el doble que en el sur de las provincias de Salta y Tucumán (He=0,093) (Inza *et al*., 2012). Una excepción fue la población de la Reserva Provincial La Florida, ubicada sobre el sector sudoeste de la provincia de Tucumán, que mostró niveles de diversidad genética altos y comparables a los del extremo norte de las

Yungas (Inza *et al*., 2012). La zona donde se encuentra la Reserva Provincial La Florida podría haber actuado como un refugio histórico de la especie durante las glaciaciones ocurridas en el Pleistoceno (Inza *et al*., 2012). Además, se ha encontrado pérdida de diversidad genética de la especie asociada con una mayor intensidad de aprovechamiento forestal al comparar poblaciones vecinas con distinto disturbio (Inza *et al*., 2012). Estos resultados sugieren que estas poblaciones disturbadas estuvieron afectadas por cuellos de botella (Inza *et al*., 2012).

En el caso de *P. parlatorei,* a partir de isoenzimas y ADNc, se encontró que las poblaciones en el sur de la provincia de Tucumán y norte de la provincia de Catamarca (sector sur) son genéticamente distintas a las poblaciones del norte de la provincia de Salta (sector norte) (Quiroga y Premoli, 2007). Las poblaciones de *P. parlatorei* en el sector sur podrían representar relictos antiguos de una distribución más amplia de la especie (Quiroga y Premoli, 2007). Los modelos de distribución de *P. parlatorei* sugieren que, durante períodos de enfriamiento, la especie habría respondido mediante descensos altitudinales y expansión longitudinal hacia el este en períodos glaciares sin mayores cambios latitudinales (Quiroga *et al*., 2012). Mientras, que en períodos de calentamiento (o retracción de la glaciación) *P. parlatorei* ha retraído su rango de distribución en fragmentos (Quiroga *et al*., 2012). Esto podría explicar la elevada diversidad genética para ambos marcadores en el sector centro (es decir, en el Parque Nacional El Rey) de la distribución de la especie. De esta manera, el sector centro podría funcionar como un área fuente de haplotipos, ya que habría mantenido poblaciones grandes y continuas durante los períodos fríos (Quiroga y Premoli, 2013). La información genética permite delinear lineamientos de manejo forestal que contemple la variación genética de las especies, por ejemplo, en los esfuerzos de restauración de *Cedrela* spp y de *Podocarpus parlatorei* se deben usar variantes genéticas locales (Premoli *et al.,* 2011).

7.10 La dinámica de disturbios como ejemplo a emular en las prácticas silvícolas

En la actualidad, la silvicultura propone simular disturbios naturales como una práctica para mantener los legados biológicos (p. ej. árboles muertos en pie, árboles muertos caídos) asegurando el proceso de regeneración y crecimiento de individuos arbóreos (Gustafsson *et al*., 2012; Lindenmayer *et al*., 2012). Los disturbios en bosques tropicales y subtropicales implican efectos complejos sobre la composición, estructura y funcionamiento ecosistémico que varían dependiendo de la intensidad y frecuencia a distintas escalas espaciales y temporales (Guariguata y Ostertag, 2001). Esto genera un mosaico de parches de vegetación con distinta composición y estructura (Arturi *et al*., 1998). La ocurrencia de disturbios naturales en las Yungas no sería un evento inusual. Por ejemplo, en la selva pedemontana, solo el 13% de una muestra aleatoria de rodales no presentó ocurrencia de disturbios en un período de 12 años (Galarza, 2017). Los disturbios dominantes de las Yungas y sus regímenes espacio-temporales están determinados en buena medida por las características topográficas y climáticas de la ecorregión (Grau, 2004). Los disturbios naturales más frecuentes en las Yungas son la caída de árboles, los incendios forestales y los deslizamientos de ladera (Grau, 2004).

Estos deslizamientos ocurren en áreas con pendientes pronunciadas y se registran con mayor frecuencia en la selva montana y el bosque montano, y representan el 0.31% de la superficie de la selva pedemontana (Cristóbal *et al*., 2009). En general, los deslizamientos se producen durante la estación lluviosa, cuando aumenta el peso de los horizontes superiores del suelo y la lubricación entre horizontes (Paolini *et al*., 2005). Las laderas húmedas tienen una tendencia a tener deslizamientos más grandes que las laderas secas y en general en sectores con pendientes mayores a 20% (Cristóbal *et al*., 2009). Los deslizamientos, por su severidad y escala, involucran en general la muerte de la mayoría de los individuos del rodal y ofrecen condiciones para el establecimiento de rodales de cohorte única. Sin embargo, dado que los deslizamientos incluyen remoción del suelo y eliminación del banco de semillas, la regeneración es lenta y en general ocurre a partir de especies heliófilas dispersadas por viento (como especies del género *Cedrela, Tipuana tipu, Anadenanthera colubrina*, etc.). En las Yungas, a medida que transcurre el tiempo, el 79% de los deslizamientos aumentan su superficie por adición de deslizamientos contiguos, mientras que el 21% disminuye en superficie debido al aumento de cobertura vegetal. Los deslizamientos pequeños (aproximadamente 1,5 ha) cicatrizan más rápido que deslizamientos de áreas más grandes (>6 ha), principalmente por colonización de especies arbóreas pioneras como Anadenanthera colubrina y Tipuana tipu (Cristóbal *et al*., 2009). En la zona de acumulación se deposita material arrastrado desde arriba, que típicamente presenta un suelo orgánico y un banco de semillas que acelera la sucesión forestal, con más diversidad de especies colonizadoras (Grau y Brown, 1995).

Los claros por caídas de árboles son disturbios que presentan una menor intensidad y escala, que involucran la muerte de algunos individuos del rodal y ofrecen condiciones para el establecimiento de nuevos individuos de una nueva cohorte. Las caídas de árboles no están restringidas a áreas con pendiente, sino que ocurren en cualquier sector del bosque, aunque son más frecuentes en bosques maduros. El viento es el principal agente causal de las caídas de árboles y afecta principalmente a los individuos emergentes, es decir los que sobresalen del dosel y su ocurrencia es mayor durante el período de lluvias (período estival). En las Yungas, los claros suelen estar asociados espacialmente, es decir, la presencia de un claro favorece la caída de otros árboles cercanos (Grau, 2004). El ambiente físico de estos claros, por ejemplo en relación a una mayor insolación, favorece el crecimiento rápido de especies arbóreas pioneras, algunas de valor comercial (por ejemplo, *Cedrela angustifolia*) (Grau, 2004).

Los incendios forestales presentan regímenes muy diferentes a lo largo del gradiente altitudinal de las Yungas, no habiendo prácticamente registros de ocurrencia en la selva montana (Grau, 2004). Se ha propuesto que los incendios forestales de origen natural en las Yungas tienen baja intensidad, escala y frecuencia y la mayoría de los incendios serian de origen antrópico (Lizárraga, 2015) (fig. 7.17). Aunque no existen estudios cuantitativos sobre fuentes de ignición, la mayoría de los fuegos ocurren durante la estación seca (mayo a noviembre), particularmente en el período agosto a octubre, cuando las posibilidades de ocurrencias de caída de rayos que puedan actuar como fuentes de ignición son muy bajas. Entre los principales motivos citados como causantes de incendios se encuentran el uso cultural del fuego para promover rebrote de pasturas, control de malezas (arbustos y enredaderas) y quema de cordones de desmonte y en banquinas de rutas principales. La ocurrencia de incendios forestales severos, como en el

año 2013 donde se quemaron 23.000 ha en la provincia de Jujuy, se dan en general en condiciones de períodos secos prolongados, luego de heladas severas, lo que genera condiciones predisponentes para los incendios forestales, especialmente en aquellos sitios y años donde la productividad de biomasa genera gran cantidad de material combustible (Grau y Veblen, 2000). De la superficie quemada en la selva pedemontana de las provincias de Jujuy y Salta, el 71% fueron áreas menores a 5 ha, el 24% entre 5 y 50 ha y el 5% entre 50 y 1000 ha (Lizárraga, 2015). Los sitios de la selva pedemontana afectados por incendios forestales de origen antrópico registran deposición de ceniza blanca en la superficie del suelo, indicando una combustión total del material vegetal, lo cual sugiere que se alcanzaron en superficie temperaturas entre 500°C y 700°C (Minervini *et al.,* 2018). El aporte de las cenizas puede provocar incrementos del pH y una disminución abrupta en el contenido de carbono orgánico oxidable del suelo. Estos suelos afectados por el fuego pueden estar muy degradados, con una disminución del contenido de materia orgánica y de la actividad microbiana (Minervini *et al.,* 2018). Los incendios forestales de alta intensidad modifican la estructura de los suelos, lo cual disminuye la tasa de infiltración de agua y la fertilidad del suelo. Los bosques subtropicales, como las Yungas, son ecosistemas sensibles a la introducción de fuego donde se crea un ciclo de retroalimentación negativa, volviéndolos más sensibles al fuego en el futuro y degradando rápidamente estos ecosistemas forestales (Hardesty *et al.,* 2005). En la actualidad, las Yungas tienen una mayor probabilidad de ser afectadas por incendios forestales debido a la introducción de especies herbáceas exóticas de alta productividad de biomasa (por ejemplo, *Pennisetum purpureum* conocido como pasto elefante y *Megathyrsus maximus* conocido como gatton panic), que colonizan el interior del bosque y al secarse generan condiciones de óptima combustibilidad (Brown y Malizia, 2004). Además, a medida que los bosques se fragmentan y aumenta la superficie de bosque bajo efecto de borde, existe un aumento en la frecuencia e intensidad de los incendios forestales.



Figura 7.17. Incendio forestal en las Yungas de la provincia de Jujuy. (Fuente: El Jujeño diario digital y estructura remanente de un rodal afectado por un severo incendio forestal; izquierda). (Fuente: Marisel Morales; derecha).

7.11 Propuestas para el desarrollo de nuevos modelos silvícolas

A lo largo del capítulo se han mencionado las dificultades y deficiencias de los sistemas silvícolas tradicionalmente aplicados para las Yungas. El sistema tradicional de aprovechamiento selectivo y de baja intensidad, si bien mantiene la cobertura forestal, reduce progresivamente la existencia de individuos arbóreos de importancia comercial y no garantiza las condiciones adecuadas para el establecimiento de la regeneración. Este sistema tradicional de aprovechamiento tampoco asegura la provisión de servicios ecosistémicos ni la conservación de biodiversidad (Fimbel *et al.,* 2001). Ante esta situación no deseada, se propone un sistema de innovación silvícola para las Yungas que contemple la capacidad de provisión de múltiples bienes y servicios ecosistémicos. Además, este sistema de innovación silvícola debe contemplar la complejidad del proceso de ordenamiento territorial de bosques nativos en sus distintas escalas. Más aún, la nueva silvicultura debe formar parte de una estrategia más amplia, enfocada en lograr el manejo sostenible de los bosques. Finalmente, es necesario que el nuevo sistema silvícola incorpore la complejidad de las múltiples valoraciones que los distintos sectores de la sociedad tienen sobre las Yungas. En este nuevo esquema es necesario un ordenamiento territorial a escala ecorregional donde se zonifique a las Yungas según su aptitud para conservar la biodiversidad y para proveer bienes y servicios. El aprovechamiento forestal de productos maderables de la selva pedemontana se justifica por el alto número de especies arbóreas de valor comercial, altas tasas de crecimiento de las especies arbóreas, la cercanía a las rutas y centros poblados. Su mayor estacionalidad climática permite el acceso a las áreas boscosas durante prácticamente 10 meses al año, presentando menores costos para la construcción y mantenimiento de caminos (Brown y Pacheco, 2006). Sin embargo, dada la escasa representación de la selva pedemontana en el Sistema de Áreas Protegidas es necesario ampliar la superficie protegida de este tipo de bosque de las Yungas para asegurar su conservación a largo plazo (fig. 7.1). El bosque montano y la selva montana se consideran principalmente como bosques protectores debido a las abruptas pendientes que presentan, por lo costoso del desarrollo y mantenimiento de infraestructura, los pocos meses que se puede ingresar al bosque (menos de 6 meses al año) y por la ubicación topográfica de estos bosques en las cabeceras de cuenca y en el nivel de máxima frecuencia e intensidad de neblinas (Brown y Pacheco, 2006). El aprovechamiento sostenible de productos no maderables podría incorporarse en todo el gradiente altitudinal de las Yungas.

En muchos casos, los subsidios o compensaciones económicas podrían justificar la conservación de los bosques sin un aprovechamiento, siendo necesario implementar esquemas de pago por servicios ecosistémicos y por su valor de conservación de biodiversidad (Putz *et al.*, 2008; Grainger, 2009; Laurance *et al.*, 2009). Compensar para que no se aproveche un bosque, a veces es la mejor manera de asegurar la provisión de agua y reducir las emisiones de gases de efecto invernadero, sobre todo considerando que la degradación de los bosques puede llevar a justificar ser transformados a otros usos (p. ej. ganadería o plantaciones de especies maderables exóticas) (Asner *et al.,* 2009). Para aquellos bosques bajo aprovechamiento forestal, será necesario realizar múltiples esfuerzos para mejorar el manejo de los bosques de las Yungas, si el objetivo es que puedan seguir proveyendo a largo plazo los diversos bienes y servicios y mantener su enorme biodiversidad.

Para lograr este objetivo, es necesario cambiar hacia un nuevo paradigma de manejo forestal ecológica y económicamente sostenible con estímulos correctos y lineamientos adecuados (Putz *et al.*, 2012).

La nueva silvicultura requiere tener en cuenta la dinámica de disturbios naturales. La base para la aplicación de tratamientos en una nueva silvicultura en las Yungas, requiere imitar la frecuencia e intensidad a escala espacial y temporal de los disturbios naturales (Gustafsson *et al.*, 2012; Lindenmayer *et al.*, 2012). El tratamiento a aplicar dependerá de los resultados de la estructura y composición del inventario forestal en la unidad de manejo forestal. Si no existe una regeneración adecuada será necesario intervenir esta unidad para promover la regeneración. Si existen suficientes árboles comerciales para extraer y una regeneración adecuada, el tratamiento principal que se propone es un aprovechamiento forestal de alta intensidad de extracción pero puntuales en el espacio y en el tiempo con retención variable. En el contexto de imitar los disturbios naturales de la selva pedemontana de las Yungas, la producción de claros entre 0,12 ha y 6 ha brinda mayor disponibilidad de recursos (principalmente nutrientes, agua y luz) y espacio para el crecimiento de la masa remanente y establecimiento de nuevas cohortes con una regeneración adecuada (Cristóbal *et al.*, 2009; Pinto *et al.,* 2011). Algunos resultados reportados para Bolivia sugieren que el crecimiento diamétrico de los fustes de la mayoría de las especies se incrementa en un 20 – 30% al crear claros grandes porque permite un incremento en la disponibilidad de luz (Mostacedo *et al.*, 2009). Además, los claros permiten el establecimiento de nuevas cohortes de regeneración dentro del rodal al inducir mayores niveles de insolación disponible para la regeneración lo que permite la aparición de especies heliófilas (p. ej. especies de *Cedrela*) y de media luz y media sombra. Los árboles de la cohorte recientemente instalada en los claros no pierden su vigor y se evita la competencia por nutrientes y humedad del suelo de las nuevas cohortes con los árboles maduros. A diferencia de la competencia por luz, la nueva cohorte no necesita competir por el espacio de crecimiento del suelo. En sitios secos, la nueva cohorte puede ocupar tal proporción del espacio de crecimiento del suelo que reduce el crecimiento de los árboles maduros dominantes. Este efecto puede ser despreciable en suelos donde la humedad no es limitante.

En este nuevo sistema, en cada unidad de manejo forestal (aproximadamente 300 a 500 ha) se realizarían aclareos, que pueden realizarse en grupos (o bosquetes) o en fajas de bosque. El aprovechamiento forestal en claros podría causar un menor daño a la masa remanente durante el apeo y extracción de los fustes. Existen algunas propuestas de retención variable en bosques similares de Bolivia, donde se emplea un sistema de selección en grupos donde el tamaño del claro puede ser igual o el doble de la altura de los árboles (Mostacedo *et al.,* 2009). En los claros se debe incrementar la cantidad de especies aprovechables y de individuos arbóreos no considerados en el aprovechamiento tradicional. Principalmente, se debe explorar el aprovechamiento de especies arbóreas alternativas con densidades poblacionales altas que actualmente no son usadas por el eslabón industrial. La falta de conocimiento de los potenciales usos de la mayor parte de las especies arbóreas de las Yungas hace que estas especies no sean requeridas o sean utilizadas deficientemente por la industria de transformación de la madera. La manera de darle un mayor y mejor uso a estas maderas poco utilizadas es generando el conocimiento de sus características tecnológicas y la recomendación de usos con base en estas características.

La dominancia de las distintas especies de árboles en las cohortes y los rodales sigue el gradiente ambiental determinado principalmente por las condiciones del suelo y microclimáticas. Generalmente, las especies de árboles pueden crecer mejor en suelos húmedos, fértiles y bien drenados y cada especie dominará donde puede desarrollar sus ventajas competitivas frente a otras (Oliver y Larson, 1996). La competitividad y el vigor de cada especie dependerá de las condiciones de temperatura y humedad, siguiendo un gradiente de sensibilidad de las especies al sitio, aunque cada especie arbórea tiene requerimientos micro-climáticos específicos. No hay una condición climática óptima para todas las especies y los nichos climáticos de algunas especies no coinciden. El nuevo sistema de aprovechamiento forestal será sostenible si se conocen los requerimientos ecológicos de las diferentes especies de interés maderables para poder manipular, por medio de los tratamientos silviculturales, los procesos de establecimiento de la regeneración y las condiciones en que las especies arbóreas alcanzan su crecimiento óptimo y así lograr el manejo deseado (Sáenz y Finegan, 2000; Guzmán, 1997). Cuanto mayor sea el conocimiento que se tenga sobre la ecología de los bosques, mayor será la eficiencia y rentabilidad de la producción de los mismos y menor el daño derivado de las operaciones de manejo forestal.

La ocurrencia de los disturbios en las Yungas sucede como caída de árboles en época de vientos intensos, incendios en época seca y deslizamientos de laderas en condiciones de sismicidad favorable (Brown *et al.,* 2009). Estos disturbios producen cambios de disponibilidad de recursos y la creación de legados biológicos que varía dependiendo de las características con la que hayan ocurrido estos disturbios, lo cual impacta sobre la regeneración y el crecimiento de individuos sobrevivientes (Oliver y Larson, 1996; Guariguata y Ostertag, 2001; Franklin *et al.*, 2002). Por lo tanto, en los claros es necesario retener legados biológicos (árboles sobremaduros, árboles con huecos, árboles muertos en pie y caídos, etc.) y árboles semilleros que además de ser clave para la conservación de la biodiversidad (diversas especies, funciones y procesos), crean condiciones micro-ambientales de viento, humedad y temperatura que impactan positivamente en el proceso de regeneración (Franklin *et al.,* 2002; Gustafsson *et al.*, 2012). En estos claros, se debería asegurar una retención mínima de 5 m^2 de área basal, como en situaciones posincendios forestales (Galarza, 2017). La aplicación de esta práctica requiere un manejo de la distribución espacial de las cohortes. Mientras las cohortes recién instaladas guardan un diseño agrupado, los árboles de cohortes progresivamente más viejas están uniformemente espaciados a lo largo del rodal. Si es necesario, en áreas afectadas por disturbios antrópicos o naturales se debería incluir la aplicación de prácticas complementarias para mejorar el rodal, por ejemplo, enriquecimiento, liberación, quemas prescriptas, labores sobre el suelo, entre otras.

En la unidad de manejo forestal los claros grandes deben tener una distribución espacial dispersa para abarcar en total un área del 15%. Aproximadamente un 45% del total del área de la unidad de manejo forestal podría destinarse a áreas de reserva donde se podrían realizar intervenciones intermedias para mejorar el rodal que será aprovechado en el siguiente ciclo de corta. En la unidad de manejo forestal se debe contemplar la delimitación de al menos un 10% del área total en un solo agregado que se considere área intangible, es decir, un área que permanecerá sin intervenciones intermedias ni estará sujeta a los disturbios del aprovechamiento (fig. 7.18). Las áreas intangibles en cada unidad de manejo forestal deben identificarse utilizando

los mejores criterios técnicos para mantener una muestra representativa de los componentes de la biodiversidad y del bosque bajo aprovechamiento. Estas áreas intangibles no solo asegurarán proveer una fuente de semillas y mantener los legados del bosque sino servirán como fuente para diversos componentes de la biodiversidad (arañas, aves de sotobosque, aves que nidifican en huecos de árboles, etc.). Las áreas intangibles dentro de la unidad de manejo forestal garantizan que el ecosistema bajo aprovechamiento siga funcionando al mantener los componentes y la estructura del bosque. El resto de la superficie podría ser utilizada para un aprovechamiento forestal con una intensidad mínima <5 m^3.ha), basado en el esquema de bajo impacto para disminuir los daños colaterales o la alteración del bosque en estos sectores.

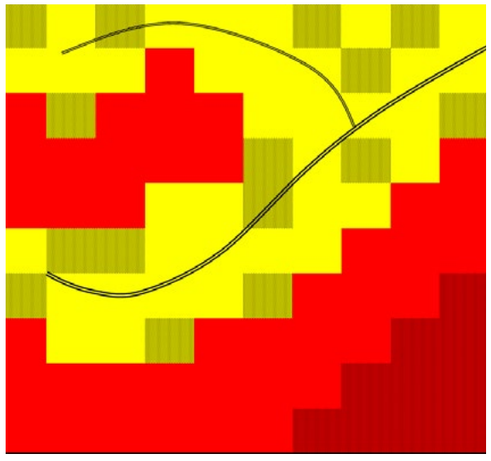


Figura 7.18. Zonificación del sistema alternativo para el aprovechamiento forestal en las Yungas. El aprovechamiento de productos maderables se realiza en el área amarilla, generando claros donde la intensidad de cosecha es alta 10 m^3.ha (áreas amarillas con trama) y manteniendo áreas de aprovechamiento de baja intensidad <5 m^3.ha (amarillo sin trama). El aprovechamiento de productos no maderables se produce en el área roja a excepción de las áreas de reserva intangible (rojo con trama). Las líneas negras indican las vías de saca y caminos.

Este sistema alternativo tendría el beneficio, tanto económico como ecológico, de reducir los costos de construcción o mantenimiento de caminos o vías de saca y de aumentar la heterogeneidad espacial del rodal, entre otros (fig. 7.18).

Los ciclos de reentrada deben ser suficientemente largos para asegurar que la masa remanente en el primer ciclo de corta haya alcanzado el tamaño adecuado y el estrato de regeneración ya esté bien establecido. Se propone que el ciclo de reentradas en las unidades de manejo forestal sea de al menos 40 años. Sin embargo, será necesario evaluar la necesidad de realizar tratamientos intermedios para mejorar el rodal para la siguiente reentrada. Debido a que los beneficios de los tratamientos intermedios serán percibidos recién en décadas, será necesario generar esquemas de incentivos económicos o apoyo desde el Estado para asegurar que se apliquen estos tratamientos intermedios.

Si bien, este nuevo sistema no ha sido implementado aún en las Yungas, son aplicados con éxito en distintos tipos de bosques en el mundo y en otras ecorregiones de nuestro país. Sin embargo, debido a que las respuestas a las intervenciones dependen de distintas condiciones particulares de cada tipo de bosque, no se puede extrapolar los resultados y respuestas, conseguidos en otros bosques, directamente a las Yungas. Esto requiere sin dudas, el diseño e implementación de experiencias piloto donde intervengan junto a los manejadores forestales distintas instituciones de ciencia y técnica para evaluar y monitorear la respuesta del sistema a las intervenciones. Es necesario determinar con mayor precisión el turno de aprovechamiento, el tamaño y forma de los claros y de las áreas de reserva intangibles, la proporción de las áreas de reserva intangibles, la distribución de los claros en la unidad de manejo forestal, el número de árboles que se puede extraer, el área basal que se debe retener, la cantidad, tipo y distribución de los legados biológicos, la posición topográfica y limitaciones por pendiente y efectos sobre lo biodiversidad, entre otros. Un aspecto fundamental será determinar los beneficios y costos económicos y de ser necesario generar los incentivos económicos para su aplicación por parte de propietarios. Asimismo, los gobiernos deben proporcionar incentivos para la inversión en el manejo forestal, hacer cumplir las leyes que prohíben las prácticas no sostenibles de la extracción, la extracción ilegal de la madera y de otros recursos provenientes del bosque y brindar iniciativas para la restauración de bosques degradados por manejos no sostenibles.

La disminución de la carga ganadera tendría un efecto favorable sobre la regeneración y sobre el potencial forestal de las Yungas. Sin embargo, debido a que la ganadería es una de las principales fuentes de ingreso y sustento para muchos pobladores locales, principalmente familias campesinas y de comunidades originarias, será difícil disminuir la carga ganadera en el corto plazo (Lorenzatti, 2014). En las Yungas del sector sur la población rural ha disminuido, con lo cual la ganadería como economía marginal ha tendido a desaparecer, lo que podría hacer más eficiente el aprovechamiento forestal (Lorenzatti, 2014). Para mejorar el manejo silvopastoril en las Yungas es necesario realizar un manejo integral de la ganadería, ya que si se deja la ganadería en forma permanente en el bosque, es probable que se llegue a situaciones de degradación disminuyendo el potencial valor maderero de las masas forestales. La visión del bosque desde una valoración integral permitiría la existencia de una compensación económica para un manejo silvopastoril sostenible. Los mecanismos de compensación económica para los productores ganaderos podrían servir para incentivar la disminución de la carga ganadera o para aplicar mejoras en el manejo ganadero, por ejemplo, delimitar el área de pastoreo a través de inversiones en corrales o potreros. El manejo silvopastoril debería resguardar la regeneración del bosque del impacto ganadero (Lorenzatti, 2014). Probablemente, también, debería restringirse la ganadería de sectores con pendiente >15% para evitar los procesos de erosión del suelo y de sectores que incluyan cuencas hídricas que sean importantes para la provisión de agua. El aprovechamiento forestal y la ganadería pueden realizarse espacialmente en la misma unidad de manejo forestal, aunque estas actividades deberían diferir temporalmente. Deberían desarrollarse planes de manejo de los sistemas silvopastoriles donde se delineen esquemas que aseguren la regeneración del bosque y la conservación del suelo. Para las Yungas puede ser necesario además, evaluar si no es una alternativa más eficiente económicamente y más adecuada ecológicamente, separar espacialmente las unidades de manejo forestal bajo aprovechamiento forestal de las áreas ganaderas. Se podría considerar definir potreros (10 a 20 ha) con alambrado donde la carga ganadera sea de mayor intensidad, suplementado con pasturas no invasoras y realizando rotaciones entre potreros. El manejo de bosques con ganadería integrada (MBGI) es una iniciativa del gobierno nacional argentino, cuyo objetivo es incorporar la producción pecuaria a los bosques nativos, garantizando la sostenibilidad ecológica, económica y social. Para lograr un aprovechamiento forestal sostenible con ganadería integrada, las actividades de manejo deben ser realizadas en forma conjunta por los actores de este sistema, es decir, propietarios de los bosques, ganaderos y forestales.

En las unidades de manejo forestal también debería incluirse el aprovechamiento de los diversos productos no maderables que las Yungas ofrece (p. ej. mieles, frutos, plantas medicinales, plantas ornamentales, etc.). Es

fundamental establecer planes de manejo para asegurar un aprovechamiento sostenible de estos productos, considerando la tasa de recuperación para definir cupos de extracción y establecer un programa de monitoreo enmarcado en un plan de manejo adaptativo. Actualmente, el aprovechamiento de productos no maderables es muy puntual, casual e informal. Por lo tanto, es necesario establecer mecanismos de incentivos económicos para su aprovechamiento. Sin embargo, en las áreas de bosque donde la provisión de servicios ecosistémicos es muy importante o la vulnerabilidad del área determine que no es posible el aprovechamiento forestal de productos maderable o no maderables, se debe considerar el pago por servicios ecosistémicos, principalmente captación de CO2, protección de cuencas y provisión de agua. Los servicios ecosistémicos actualmente no están valuados dado que en general no tienen precio en los mercados. Sin embargo, incluir estos servicios en los cálculos económicos y establecer mecanismos de compensación puede fomentar que los bosques sean valorados por los propietarios y la sociedad en su conjunto por estos servicios que brinda (Putz *et al*., 2008). Otro servicio que se podría integrar en las Yungas es la conservación de la biodiversidad y del paisaje usufructuado a través del ecoturismo, que puede representar una alternativa económica importante.

A escala de paisaje podrían implementarse distintos manejos para garantizar un desarrollo productivo a la vez que se asegura la conservación de los bosques y su biodiversidad. En el paisaje deben considerarse las distintas unidades de manejo forestal con los distintos usos y técnicas de aprovechamiento para lograr un paisaje diversificado. Además, en ese paisaje deberían estar representadas áreas sin aprovechamiento (es decir, reservas estrictas de dominio público o privado) que puedan servir como áreas fuente de biodiversidad y como sitios de referencia donde las actividades antrópicas son muy limitadas (cuadro 4). Estas reservas deberían tener una conectividad funcional con áreas bajo aprovechamiento. Por lo tanto, una zonificación ecorregional adecuada es fundamental para maximizar la capacidad de las Yungas de proveer los diversos bienes y servicios. Para poder evaluar la sostenibilidad de los distintos usos en el paisaje forestal (cuadro 5), es necesario establecer mecanismos de monitoreo efectivos (Pearce *et al*., 2003).

La nueva silvicultura necesita de instrumentos que permitan evaluar si se alcanzan los objetivos de la sostenibilidad. A nivel internacional, se han desarrollado distintos esquemas que adoptaron sistemas de criterios e indicadores que se aplican a nivel de países o región. Como ejemplo, podemos mencionar el Proceso de Montreal, al cual Argentina está adherida, el cual tiene un sistema de criterios e indicadores (C&I). Si bien se han planteado acciones para avanzar en la propuesta y definición de criterios e indicadores forestales a nivel de provincias, estas iniciativas son aún incipientes. Se pueden mencionar los casos del desarrollo de sistemas de C&I para la provincia de Chubut (Roveta *et al*., 2010) y la propuesta para bosques de Tierra del Fuego (Carabelli y Peri, 2005).

Un componente clave del manejo forestal sostenible es la utilización del manejo adaptativo. El manejo adaptativo puede definirse como la adquisición sistemática y la aplicación de información confiable para mejorar el manejo en el tiempo (Wilhere, 2002). El manejo adaptativo reconoce la incertidumbre en el manejo y en nuestra comprensión del mundo natural y emplea un ciclo continuo de diseño, manejo y monitoreo para testear sistemáticamente suposiciones con el fin de adaptar y aprender durante el proceso (Salafsky y Margoluis, 1998). Es esencial comprender y aceptar que el manejo y el monitoreo son dos caras de una misma moneda. Proponemos seguir a Gardner (2010) para el establecimiento de un esquema de monitoreo para el manejo forestal sostenible en las Yungas. En un esquema de monitoreo, deben reconocerse distintos niveles y tipos de monitoreos que se diferencian por sus objetivos, la escala, los usuarios y los responsables de ejecutarlos:

(1) Monitoreo de implementación. Evalúa la aplicación de estándares mínimos en las intervenciones en el bosque. Se aplica a escala de unidad de manejo forestal y corto plazo. Debe ser ejecutado por los técnicos y operarios y pretende evaluar si se cumplen los objetivos planteados en el plan de manejo forestal. Aquí se usan los indicadores prácticos de manejo, que definen los estándares mínimos. Por ejemplo, aquí se podrían evaluar los aspectos planteados en Balducci et al. (2012) y Brassiolo y Grulke (2015). Entre los aspectos a evaluar, estarían el cumplimiento y aplicación de las técnicas de mitigación y de remediación. Como ejemplo, se puede evaluar si se aplicó un esquema de bajo impacto o técnicas para minimizar los efectos negativos sobre cuerpos de agua, suelo, laderas o fauna. También, se podría evaluar aspectos relacionados a seguridad, higiene, gestión de residuos y prevención y control de incendios. Finalmente, se pueden también evaluar los efectos de las intervenciones sobre aspectos productivos del bosque como por ejemplo, si se han extraído volúmenes coincidentes con lo planteado en el plan de manejo forestal o las calidades de fustes obtenidas.

(2) Monitoreo de la efectividad del manejo. Evalúa los cambios de algunos impactos del manejo seleccionados, que sirven como indicadores de desempeño. Compara cualquier cambio observado con estándares mínimos. El monitoreo de implementación y el de efectividad son complementarios: sirven para evaluar las respuestas ecológicas al manejo y para definir los estándares de desempeño. Los indicadores de la estructura del rodal (y sus niveles mínimos asociados), además de los atributos del bosque a escala del paisaje, proporcionan algunas de las medidas más adecuadas para evaluar el cumplimiento de los estándares de desempeño (Lindenmayer *et al*., 2000). Los indicadores estructurales pueden ser distinguidos en: a) indicadores a nivel de rodal, por ejemplo, área basal, volumen de árboles muertos en pie, densidad de juveniles de árboles, porcentaje de árboles grandes, etc. y b) indicadores a nivel de paisaje, por ejemplo, porcentaje de cobertura de bosque, longitud de borde, etc. Aquí también podrían incluirse como indicadores de desempeño del esquema de bajo impacto el daño a los árboles futuros y la regeneración, proponiendo umbrales en base a la información existente o a opinión informada. Debería usarse lo anterior enmarcado en un esquema de manejo adaptativo para redefinir o ajustar los indicadores a medida que se obtiene más información específica de estos ecosistemas, a partir del monitoreo de las intervenciones.

(3) Monitoreo de validación. Este tipo de procedimiento compara el efecto de los distintos manejos con sitios de referencia. Se aplica a escala de paisaje y a largo plazo. Debe ser ejecutado por instituciones de investigación científica y tecnológica. Evalúa si los indicadores de desempeño son efectivos en producir un beneficio real, estableciendo una causa-efecto. Es el monitoreo científico o guiado por preguntas, en el cual se monitorean simultáneamente manejos y variables ecológicas. Relaciona directamente los cambios en biodiversidad e integridad ecológica a las intervenciones de manejo. Se emplean hipótesis que se puedan poner a prueba y diseños de muestreo cuidadosamente planeados para establecer relaciones

causales entre las intervenciones de manejo y las variables ecológicas. Permite aprender de los resultados del manejo, para producir planes de manejo revisados. Como ejemplos, se pueden mencionar el seguimiento de parcelas permanentes de vegetación; monitoreo de hábitat, abundancia, ocupación o productividad; y reclutamiento de especies de aves y mamíferos. Para este tipo de monitoreo, es necesario contar con puntos de referencia del sistema, para contar con líneas de base de la variabilidad de los indicadores, para interpretar los impactos del manejo sobre la biodiversidad (cuadro 4). De esta manera, se pueden entender los niveles de las poblaciones, especies o hábitats en ausencia de impactos humanos y en presencia de actividades de manejo. En los sitios de referencia, los sistemas ecológicos tendrían alta integridad, ya que sus características biológicas y ecológicas dominantes (composición, estructura, elementos funcionales y procesos ecológicos) se encuentran dentro de sus límites naturales de variación. Bajo estas condiciones estos sistemas pueden tolerar o recuperarse de la mayoría de los disturbios naturales o antrópicos (Parrish *et al.,* 2003). Las especies probablemente están mejor adaptadas a efectos de los disturbios que semejan el régimen de disturbios naturales dentro del cual evolucionaron (Franklin, 1993). Estos puntos de referencia de la variabilidad de los indicadores sirven para determinar la significancia ecológica de cualquier cambio o patrón para que el desempeño de los manejos pueda ser evaluado (Carignan y Villard, 2002; Niemi y McDonald, 2004).

Al organizar el monitoreo de esta forma, desde el esquema de monitoreo más sencillo, a escala local, de corto plazo, con la menor inversión de recursos económicos, recursos humanos y tiempo, hasta los monitoreos más complejos y de mayor costo, puede avanzarse en una aplicación secuencial en función de la disponibilidad de recursos a invertirse y de las necesidades de información. La implementación de un esquema completo, con los tres tipos de monitoreo, requerirá de un amplio acuerdo y consenso que promueva la colaboración entre sectores, actores e instituciones. Hasta el momento, los indicadores estructurales más prometedores para ser incorporados en los esquemas de manejo forestal sostenible en las Yungas son:

- densidad de árboles mayores a 40 cm DAP, árboles muertos y en descomposición;
- densidad de *Calycophyllum multiflorum*, *Amburana cearensis*, *Podocarpus parlatorei* y *Blepharocalyx salicifolius;*
- cobertura de sotobosque.

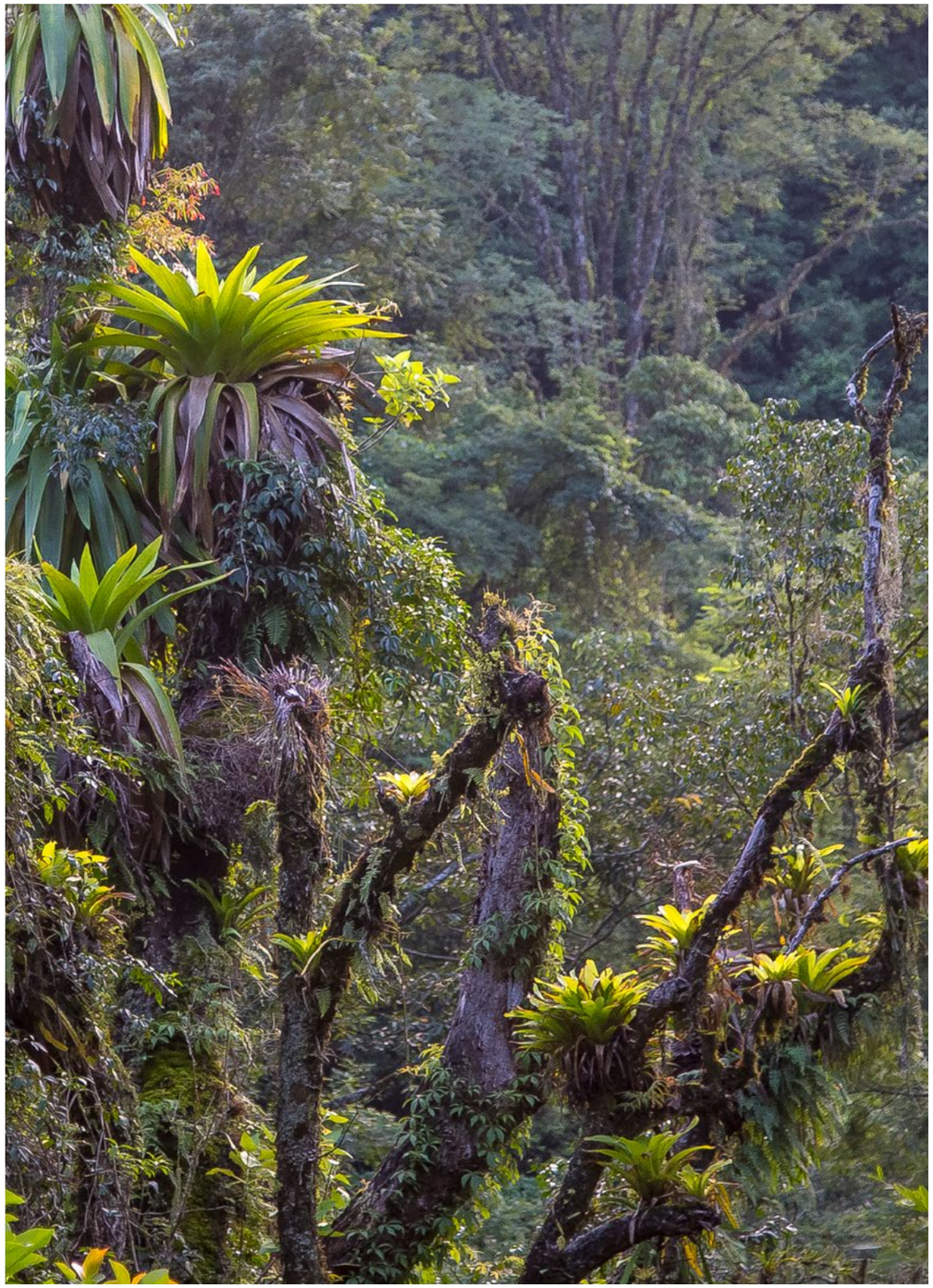
7.12 Vacíos de información y desafíos futuros para las Yungas

Existen varias limitantes que implicarán desafíos para lograr la aplicación de una nueva silvicultura en las Yungas. Uno de estas limitantes es la falta de valorización de los múltiples bienes y servicios que provee el bosque en general y de la importancia de la economía forestal en la región. En muchos casos los bienes y servicios no tienen una valuación económica, ya que muchos no entran en los mercados tradicionales. Para revertir esta limitante será necesario mejorar la política forestal de la región, incluyendo: (1) realizar una valuación económica de los distintos servicios ecosistémicos, ya que esto permitirá implementar esquemas de compensación y subsidios que puedan cubrir los costos de oportunidad o que promuevan el uso de una variedad de ingresos por otros valores del bosque; (2) generar mercados adecuados para los productos no tradicionales del bosque y los servicios ecosistémicos, por ejemplo, a través, del desarrollo de programas REDD+, pago por producción de agua a nivel de cuenca, u otras iniciativas similares; (3) fomentar mejoras en las prácticas de manejo sostenible a través de apoyo técnico y financiero, desarrollando programas de capacitación que aseguren la transferencia de conocimiento y capacidades para volver más competitivo y eficiente al sector forestal; (4) promover la inversión en ciencia y tecnología orientada a llenar los vacíos de información necesarios para lograr una nueva silvicultura; (5) desarrollar esquemas de ordenamiento territorial de los bosques nativos que integren al manejo forestal con áreas transformadas a otros usos del suelo a través de corredores efectivos y áreas protegidas representativas; (6) hacer una evaluación sobre los escenarios económicos viables para el futuro de la actividad y los estímulos fiscales y económicos necesarios.

Otra de las limitantes es la falta de desarrollo y optimización de la normativa vigente a nivel de cada jurisdicción encargada de la administración del recurso forestal. Esto requerirá: (1) coordinación y cooperación entre provincias sobre sus reglamentaciones y pautas de manejo; y (2) ampliación de los controles sobre el cumplimiento de la normativa por parte de las autoridades de aplicación, y también por parte del propietario y del contratista.

Otra limitante es la falta de un programa de investigación que permita generar información básica y aplicada sobre aspectos forestales para desarrollar y validar procedimientos y protocolos para lograr un manejo sostenible. Este programa debería incluir el análisis de los impactos sobre distintos componentes de la biodiversidad, servicios y bienes y de los costos y márgenes financieros emergentes de los distintos manejos del bosque. Esto requerirá: (1) desarrollar programas universitarios de grado y/o posgrado específicos para la ecorregión Yungas. Por ejemplo, como el implementado por la Universidad Nacional de Jujuy que ofrece una Tecnicatura Universitaria Forestal, cuyo objetivo es la formación de técnicos en el manejo forestal de bosque nativo y una Ingeniería Forestal. (2) Desarrollar programas de capacitación y entrenamiento de los operarios forestales para la aplicación de tratamientos silvícolas y de esquemas de monitoreo. Como ejemplo, se ha puesto en operación el Centro Foresto-Industrial Arrayanal, una iniciativa conjunta del Gobierno nacional y de la provincia de Jujuy, que tiene entre sus objetivos brindar capacitaciones al sector forestal regional. (3) Mejoras en los aspectos tecnológicos relacionados al procesamiento industrial de los recursos provenientes del bosque.

Otra limitante es la falta de implementación de un esquema de monitoreo y manejo adaptativo con mecanismos que permitan sistematizar la información de los resultados de los manejos aplicados y realizar las correcciones necesarias al manejo. Para ello será necesario (1) conformar ámbitos institucionales, con la participación de todos los actores involucrados del sector público, privado y comunidades, y (2) fortalecer la implementación de las distintas etapas técnicas, operativas, administrativas y de control de las operaciones forestales.



CUADRO 1

Costos operativos del aprovechamiento forestal

E.D. Balducci[1]; E. Sánchez Cuartielles[2]; P.M. Eliano[3]
Estación Experimental de Cultivos Tropicales - Yuto, Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria (INTA), Argentina. [2]Secretaría de Desarrollo Sostenible, Ministerio de Ambiente de Jujuy, Argentina. [3]Asociación Forestoindustrial de Jujuy, Universidad Nacional de Jujuy, Argentina.

El aspecto económico relacionado a los obrajes, es decir, los costos operativos en el que incurren los operadores durante el aprovechamiento forestal, ha sido poco estudiado en las Yungas. Los obrajeros, en general, desconocen el detalle de la rentabilidad de cada una de las operaciones. En una encuesta realizada en el año 2013 a una veintena de obrajeros, la mayoría no contaba con un esquema de costos claro ni un análisis económico (Balducci *et al*., 2012). El estímulo de los obrajeros para permanecer en la actividad forestal resulta de continuar con un negocio familiar, que fue pasando de una generación a otra y por disponer de la maquinaria e infraestructura. El aprovechamiento forestal se basa en el capital del propio obrajero, el cual está muy expuesto a malos resultados de alguna operación forestal. Al analizar los costos en las operaciones de aprovechamiento forestal en las Yungas (tabla 7.1), se deben considerar principalmente los costos relacionados con la apertura y mantenimiento de caminos y con la administración de la operación que incluye el corte, rodeo, carga y transporte, seguros, y derechos de monte (arriendo) pagados a los propietarios del campo. En general, no se consideran los costos de los equipos, sus amortizaciones, ni los costos financieros, ya que el sector por su escala, cultura y alta informalidad está fuera de los circuitos bancarios, lo cual también impide la toma de créditos para la adquisición de capital operativo o de herramientas. Otros problemas adicionales son que el valor de venta de la madera, no se ata al dólar que puede servir como una referencia, sino depende más bien de la oferta y la demanda interna de la misma. A principios del año 2017, la madera de *Cedrela angustifolia* de primera calidad se ofrecía a $7000 pesos (USD 437), mientras que en abril de 2018 a $ 8000 pesos (USD 350) (tabla 7.2). Este incremento en pesos en el precio de la madera no se correlaciona con los aumentos en el precio del combustible. Este es un aspecto relevante ya que el combustible es el insumo básico de las operaciones, además de la mano de obra del personal. Un obraje normal en las Yungas requiere aproximadamente 20 l de gasoil por m^3 de madera extraída del bosque. Los costos del arriendo para el obrajero, es decir los derechos para aprovechar el bosque, se pactan en porcentaje del valor de la madera en rollo (por lo general, entre el 25 al 30%), dependiendo del acceso, es decir del costo operativo del aprovechamiento en un predio en particular. Estos datos resultan clave para analizar costos de las operaciones forestales.

Tabla 7.1. Estimación de los costos operativos para el año 2017 del aprovechamiento forestal en las Yungas de Argentina. Los valores se expresan en dólar estadounidense (USD).

Insumo (unidad)	Precio Unitario	Observaciones
Topadora (hr)	90	D7
Skkider (hr)	40 a 50	120 hp
Tractor (hr)	20 a 30	80 hp
Gasoil (l)	1,05	Normal
Obrajero (día)	26	Sin aportes
Transporte (100 a 200 km)	30 a 50	
Motosierra Media	450	60 cm3

Tabla 7.2. Estimación del precio de la madera legal. Los precios se expresan en dólar estadounidense (USD). Valor de referencia: $ 24 pesos argentinos por 1 USD (mayo 2018). Pie aserrado: costo del aserraje USD 90 por m^3, en base a rendimientos promedios de aserraje. Valores en origen, para operaciones mayoristas.

Especie	Rango de precio	Pie aserrado
Cedrela angustifolia	300 a 400	2
Cedrela balansae	200 a 300	1,8
Myroxylon peruiferum	320 a 450	3
Handroanthus impetiginosus	330 a 480	3,2
Maclura tinctoria	250 a 330	2,5
Juglans australis	200 a 250	2
Cordia americana	200 a 300	2,3
Calycophyllum multiflorum	180 a 200	1,6
Phyllostylon rhamnoides	180 a 200	1,6
Anadenanthera colubrina	150 a 200	1,4
Myracrodruon urundeuva	150 a 200	1,4
Tipuana tipu	130 a 180	1,3

CUADRO 2

Abejas melíferas y productos forestales no madereros

A.C. Sánchez[1]*; F.F. Flores*[2]*; M.V. Méndez*[2]*; N.I. Hilgert*[3]*; L.C. Lupo*[2]
[1]Universidad Nacional de Jujuy, Argentina. [2]Instituto de Ecorregiones Andinas (INECOA), Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET), Universidad Nacional de Jujuy, Argentina. [3]Centro de Investigaciones del Bosque Atlántico (CeIBA), Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas

En los bosques están presentes diversos polinizadores, desde insectos hasta aves y mamíferos, que favorecen la reproducción de las plantas con flores. Los polinizadores más reconocidos son las abejas melíferas (*Hymenoptera, Apidae*), es decir, las productoras de miel. La miel es uno de los productos más importantes que generan las abejas melíferas a partir de los recursos que proveen los bosques y es considerada un producto forestal no maderero. La miel contribuye a satisfacer las necesidades de las poblaciones rurales y proporciona además, empleo e ingresos. Con el objetivo de dar un valor agregado a los productos hechos por las abejas melíferas, se realizan estudios melisopalinológicos para determinar el origen botánico y geográfico de la miel, a través de la identificación de los pólenes presentes en las mieles. Según las especies botánicas utilizadas, la miel poseerá caracteres sensoriales particulares, como color, olor y sabor. Esta información tiene valor comercial, ya que algunos mercados prefieren determinados tipos de miel, por lo que tendrán precios diferenciados.

La miel más consumida en todo el mundo es producida por *Apis mellifera* (tribu Apini; Moure, 2012). Esta abeja fue introducida en el continente americano a principios del siglo XIX y desde entonces es aprovechada para la obtención de miel, polen, cera y propóleos. En la actualidad, en las Yungas de las provincias de Salta y Jujuy, la apicultura se realiza en forma artesanal, con bajos volúmenes producidos en relación al resto del país. Sin embargo, las mieles de las Yungas poseen un valor agregado al provenir de una vegetación de distribución restringida y características únicas de estos bosques, lo que permite posicionarlas en nuevos mercados y obtener mejores precios.

En América, hay registros de la cría y el aprovechamiento de productos de las abejas nativas llamadas meliponas o abejas sin aguijón (tribu Meliponini; Camargo y Pedro, 2013) desde antes de la introducción de *A. mellifera*; por ejemplo, entre los mayas prehispánicos (Schwarz, 1948). Las meliponas carecen de un aguijón verdadero, viven en colonias permanentes ubicadas dentro de huecos de árboles y presentan una estructura social semejante a *A. mellifera*, con castas bien diferenciadas. Para la Argentina, se citan 37 especies de meliponas que habitan en el bosque atlántico (o selva paranaense), el chaco (húmedo y seco) y las Yungas (Álvarez, 2016). En las Yungas de Argentina se ha registrado el empleo de los productos de meliponas en las comunidades rurales, donde se utilizan tanto la miel, el polen y propóleos en la alimentación y en la medicina doméstica cumpliendo un rol importante en el desarrollo de actividades culturales (Hilgert, 2001; Hilgert y Gil, 2006, 2007; Flores *et al*., 2018a).

En las investigaciones realizadas en las Yungas, se registró que las especies arbóreas utilizadas para la obtención de néctar de modo recurrente por las meliponas (*Tetragonisca fiebrigi* y *Plebeia n.* sp.) fueron *Ilex argentina, Myrcianthes pseudomato* y *Anadenanthera colubrina var. cebil*,

en tanto, que *A. mellifera* utilizó *Scutia buxifolia, Condalia buxifolia, Gleditsia amorphoides* y *Crinodendron tucumanum* y que tanto las meliponas como *A. mellifera* utilizaron *Blepharocalyx salicifolius, Allophylus edulis, Baccahris* spp y una especie indeterminada de la familia Myrtaceae (Flores y Sánchez, 2010; Flores *et al*., 2015; Méndez *et al*., 2016; Sánchez y Lupo, 2009, 2017). Complementariamente, al estudiar los sitios de nidificación de *Plebeia n.* sp. (melipona de mayor valor de uso en Baritú y localidades aledañas, provincia de Salta) se observó en huecos de árboles vivos de 17 especies, siendo *Ilex argentina* la especie utilizada con mayor frecuencia (54%), seguida por *Parapiptadenia excelsa* (8%), *Juglans australis* y *Myrcianthes pungens* (7% cada una), *Myrcianthes pseudomato* (5%), *Handroanthus ochraceus* (4%), entre otras especies usadas con menor frecuencia (Flores *et al*., 2018b; fig. 7.1). Asimismo, al evaluar el aprovechamiento de mieles (actividad denominada meleo) de *Plebeia n.* sp. por parte de pobladores rurales, se registró que en el 83% de los casos se derriba el árbol hospedero (Flores *et al*., 2018b). En base a esta información es importante implementar planes de manejo y conservación de los bosques que tengan en cuenta las interacciones plantapolinizador, evaluar el estado de conservación de las poblaciones de árboles derribados (en particular de *Ilex argentina*, especie endémica de la región), como también implementar planes de cría y manejo de colmenas de *Plebeia n.* sp. para reducir el impacto negativo sobre los bosques nativos asegurando la sostenibilidad de este recurso forestal no maderero.



Figura 7. 19. Colmenas de melipona (*Plebeia n.* sp.) en *Berberis argentinensis* (izquierda) e *Ilex argentina* (derecha). (Fuente: Fabio Flores).

CUADRO 3

Identificación de zonas híbridas que afectan la comercialización de especies maderables

L.F. Fornes[1]*; N. Zelener*[2]
[1]Estación Experimental Agropecuaria – Famaillá, Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria (INTA), Argentina.[2]Instituto de Recursos Biológicos, Castelar, Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria (INTA),

En el año 2007, la empresa GMF Latinoamericana S.A. se encontraba en pleno aprovechamiento forestal, principalmente de *Cedrela balansae*, en una unidad de manejo cercana a la localidad de Isla de Cañas, provincia de Salta. Esta unidad de manejo se encuentra en una zona con 1300 mm de precipitación anual. Sin embargo, la madera de *C. balansae* proveniente de esta zona fue rechazada en el mercado. A través de marcadores moleculares (AFLP e ITS) se determinó las relaciones genéticas de los individuos que indicaban la presencia de individuos con ancestría tanto de *C. balansae* como de *C. saltensis* (fig. 7.1). Este resultado indica la existencia de zonas de hibridación natural entre estas dos especies entre los 820 a 1100 m.s.n.m. Esta hibridación natural fue corroborada en otras áreas de simpatría de ambas especies (p. ej. Parque Nacional Calilegua y Finca San Andrés). Sin embargo, no se encontró evidencia de hibridación entre *C. balansae* o *C. saltensis* con *C. angustifolia* (fig. 7.1) (Zelener *et al*., 2016). Aunque en el mercado la madera de Cedrela proveniente de zonas híbridas no es deseable, desde el punto de vista evolutivo estas zonas híbridas representan áreas de gran valor por su potencial adaptativo ante nuevos escenarios climáticos. La determinación del germoplasma de Cedrela tiene implicancias directas en los planes de enriquecimiento y restauración (pureza específica) y en la implementación de estrategias adecuadas de conservación para estas especies (Zelener *et al*., 2016).

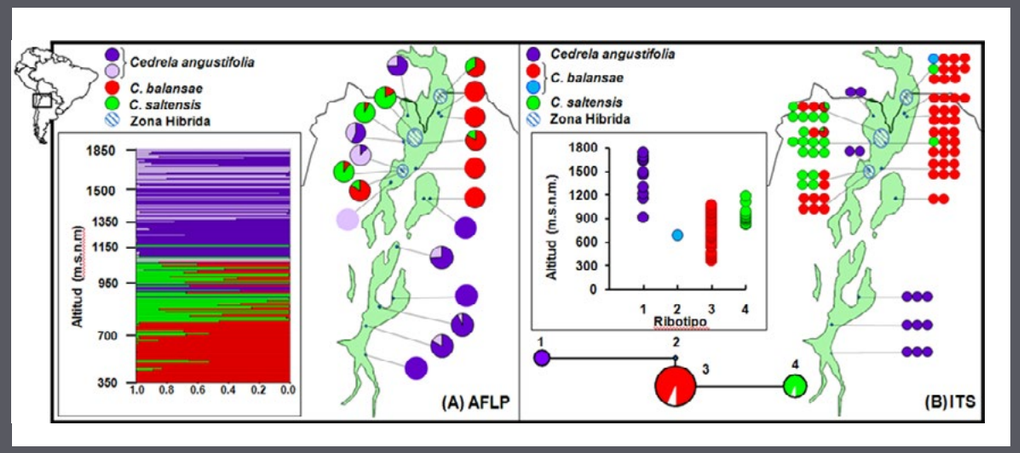


Figura 7.20. Zonas híbridas. (A) Distribución altitudinal y latitudinal de los grupos genéticos de Cedrela en las Yungas inferidos del análisis bayesiano, en base a AFLP. Los círculos indican la proporción de cada grupo genético en cada población muestreada. En la gráfica de barras, se indica cada muestra, según la altitud, la extensión del color en cada barra indica la probabilidad de pertenecer al grupo genético inferido en dicha muestra. (B) Distribución altitudinal y latitudinal de los cuatro ribotipos de ITS de Cedrela en las Yungas. Cada círculo representa el ribotipo de cada muestra; los ribotipos han sido codificados con color con fines referenciales: *C. angustifolia, violeta; C. balansae,* celeste y rojo; *C. saltensis*, verde. En la gráfica de puntos, se muestra la distribución altitudinal de ribotipos de cada muestra. Las áreas rayadas indican zonas híbridas.

CUADRO 4

Sitios de referencia en la selva pedemontana

N. Politi; L. Rivera
Instituto de Ecorregiones Andinas (INECOA), Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET), Universidad Nacional de Jujuy, Argentina.

Un concepto teórico es el de los bosques prístinos, es decir, aquellos bosques que no han estado bajo influencia antrópica. En la práctica, se duda sobre la actual existencia de algún sector de bosque prístino a nivel global, dada la íntima relación entre el ser humano y los bosques (Landres *et al*., 1999). Esto nos lleva a plantear el concepto de bosque de referencia para evaluar y comparar el impacto antrópico con un punto de referencia (Norton, 1999). Los sitios de referencia se caracterizan por la ausencia del factor experimental o el tratamiento de interés. Contar con sitios de referencia permite colectar información de base y atribuir los cambios detectados al tratamiento de interés (Hunter y Schmiegelow, 2011). En el caso de los bosques, utilizar sitios de referencia permite delinear estrategias de manejo que emulen los procesos y disturbios, asegurando la sostenibilidad ecológica (Hunter y Schmiegelow, 2011).

En la selva pedemontana no existen grandes extensiones de bosques sin evidencia visible de actividades antrópicas y donde los procesos ecológicos no hayan sido significativamente alterados. Hoy en día, los estudios en esta zona deben desarrollarse en áreas de bosques con historias de manejo distintas. El efecto del aprovechamiento forestal sobre algunos componentes del ecosistema puede quedar enmascarado debido a la falta de información previa al disturbio. Los impactos del aprovechamiento pueden ocurrir en escalas temporales más largas que el tiempo de los estudios de campo, y los impactos del aprovechamiento en general actúan en sinergia con otros impactos humanos (Nepstad *et al*., 2008). Por lo tanto, el desafío para futuros estudios es poder minimizar estos sesgos en una escala espacial y temporal grande, con un programa de investigación y monitoreo coordinado y una amplia red de sitios de muestreo a largo plazo. Por esto, resulta prioritario y esencial designar sectores de selva pedemontana que puedan ser utilizados como sitios de referencia para obtener líneas de base para realizar las comparaciones deseadas sobre la evaluación de un objetivo determinado (Allen *et al.*, 2003). Las decisiones de manejo deben basarse en los supuestos sobre qué pasaría sin una intervención en particular (Ferraro y Pattanayak, 2006; Maron *et al.*, 2012). Estas líneas de base permitirán plantear inferencias científicas creíbles sobre la condición ecológica que se pretende manejar, incluyendo los rangos de variación histórica del sistema (Hunter y Schmiegelow, 2011).

CUADRO 5

Paisajes Productivos Protegidos (PPP) y los Objetivos del Desarrollo Sostenible (ODS)

A.D. Brown
Fundación ProYungas abrown@proyungas.org.ar

Los 17 Objetivos de Desarrollo Sostenible (ODS) de la Agenda 2030 para el Desarrollo Sostenible de las Naciones Unidas son de aplicación universal, y están destinados a poner fin a la pobreza en todas sus formas, reducir la desigualdad y luchar contra el cambio climático generalizado. Se reconoce que las iniciativas para poner fin a la pobreza deben ir de la mano de estrategias que favorezcan el crecimiento económico y aborden una serie de necesidades sociales, entre las que cabe señalar la educación, la salud, la protección social y las oportunidades de empleo, a la vez que luchan contra el cambio climático y promueven la protección del medio ambiente.

En general existe en nuestra sociedad la percepción de que las actividades productivas son incompatibles con la conservación de los bienes y servicios ambientales. Para ello es necesario analizar las actividades productivas a "escala de paisaje", de manera tal que producción y preservación de la naturaleza sean dos caras de una misma moneda, sean partes integrales e indisolubles de un "Paisaje Productivo Protegido" (PPP). Las actividades productivas pueden ser no sólo generadoras de recursos económicos que permiten mejorar la calidad de vida y alcanzar la estabilidad social de las poblaciones donde son desarrolladas, sino que además posibiliten invertir recursos en preservar efectivamente la naturaleza, contribuyendo en la preservación directa de espacios importantes y además en generar condiciones que impliquen una menor dependencia directa y/o cotidiana de la sociedad de los recursos silvestres, particularmente de aquellos en situación de riesgo o vulnerable que sean utilizados sin el debido manejo y/o control. De tal manera un PPP "es un espacio geográfico de dimensión variable, idealmente bajo una única unidad de manejo y/o control (empresa, propietario, comunidad, concesionario) pero cuyas actividades e impactos se hacen sentir no sólo dentro del PPP, sino también en el entorno inmediato tanto rural y/o urbano".

En tal sentido, los Objetivos del Desarrollo Sostenible y del Paisaje Productivo Protegido van en la misma dirección y se potencian mutuamente, particularmente con las empresas "territoriales", es decir aquellas que están afianzadas en un territorio y la suerte de ambos, empresas y entorno, están indisolublemente unidos. Hoy más de 200.000 hectáreas silvestres están incluidas en el Programa de PPP de ProYungas en la ecorregión de Yungas, sumando empresas azucareras y citrícolas con productos destinados al mercado nacional e internacional.

Bibliografía

Aide, T.M., Clark, M.L., Grau, H.R., López Carr, D., Levy, M.A., Redo, D., Muñiz, M., 2013. Deforestation and Reforestation of Latin America and the Caribbean (2001-2010). Biotropica 45(2), 262-271.

Akmentins, M.S., Pereyra, L.C., Vaira, M., 2012. Using sighting records to infer extinction in three endemic Argentinean marsupial frogs. Animal Conservation 15(2), 142-151.

Alcalde, S.A., Politi, N., Corronca, J.A., Rivera, L.O., 2018. Cambios en los ensambles y gremios de arañas (Araneae) en sitios con aprovechamiento forestal de la selva pedemontana del noroeste argentino. Neotropical Biology & Conservation 13(2), 138-147.

Allen, R.B., Bellingham, P.J., Wiser, S.K., 2003. Developing a forest biodiversity monitoring approach for New Zealand. New Zealand Journal of Ecology 27(2), 207-220.

Alonso, R.N., 2010. Geología del paisaje: Salta y su patrimonio natural. Mundo Gráfico Salta Ed., Salta.

Álvarez, L.J., 2016. Diversidad de las abejas nativas de la tribu Meliponini (Hymenoptera, Apidae) en Argentina. Tesis de Doctorado en Ciencias Naturales. Facultad de Ciencias Naturales y Museo, Universidad Nacional de La Plata, La Plata, Argentina. 288 pp.

Aráoz, E., Grau, H.R., 2010. Fire-mediated forest encroachment in response to climatic and land-use change in subtropical Andean treelines. Ecosystems 13(7), 992-1005.

Arturi, M.F., Grau, H.R., Aceñaloza, P.G., Brown, A.D., 1998. Estructura y sucesión en bosques montanos del Noroeste de Argentina. Rev. Biol. Trop. 46, 525-532.

Asner, G.P., Rudel, T.K., Aide, T.M., DeFries, R., Conservation Biology 23 (6), 1386-1395

Avalos, G., Rubio, G.D., Bar, M.E., González, A., 2007. Arañas (Arachnida: Araneae) asociadas a dos bosques degradados del Chaco húmedo en Corrientes, Argentina. Revista de Biología Tropical 55(3-4), 899-909.

Ayup, M.M., Montti, L., Aragón, R., Grau, H.R., 2014. Invasion of *Ligustrum lucidum* (Oleaceae) in the southern Yungas: Changes in habitat properties and decline in bird diversity. Acta oecologica 54, 72-81.

Balducci, E.D., Arturi, M.F., Goya, J.F., 2009. Potencial de plantaciones forestales en el pedemonte de las Yungas. Ediciones del Subtrópico, Tucumán.

Balducci, E.D., Eliano, P., Iza, H.R., Sosa, I., 2012. Bases para el manejo sostenible de los bosques nativos de Jujuy. Incotedes, Jujuy

Balvanera, P., 2012. Los servicios ecosistémicos que ofrecen los bosques tropicales. Ecosistemas 21(1), 136-147.

Basset, Y., Cizek, L., Cuénoud, P., Didham, R.K., Guilhaumon, F., Missa, O., Tishechkin, A.K., 2012. Arthropod diversity in a tropical forest. Science 338(6113), 1481-1484.

Bawa, K.S., Opler, P.A., 1975. Dioecism in tropical forest trees. Evolution 29(1), 167-179.

Bergesio, L., Malizia, L.R., 2014. Historia socio-ambiental de la Comarca de Yala. En: Malizia, L., Bergesio, L., Fierro, P., (Ed.), Ambiente y Sociedad en la Comarca de Yala, Ediunju, San Salvador de Jujuy, Argentina.

Bianchi, A., Yañez, C., Acuña, L., 2005. Base de datos mensuales de precipitaciones del Noroeste Argentino. Editorial INTA, EEA. Salta-Jujuy.

Blendinger, P.G., Álvarez, M.E., 2009. Avifauna de la Selva Pedemontana. Diversidad y composición de especies. En: Brown A.D., Blendinger P.G., Lomáscolo T., García Bes, P., (Eds.), Selva Pedemontana de las Yungas: historia natural, ecología y manejo de un ecosistema en peligro, Ediciones del Subtrópico, Tucumán.

Blendinger, P.G., Rivera, L.O., Álvarez, M.E., Nicolossi, G., Politi, N., 2009. Selección de áreas prioritarias para la conservación de las aves en la Selva Pedemontana de Argentina y Bolivia. En: Brown A.D., Blendinger P.G., Lomáscolo T., García Bes, P., (Eds.), Selva Pedemontana de las Yungas: historia natural, ecología y manejo de un ecosistema en peligro. Ediciones del Subtrópico, Tucumán.

Blendinger, P.G., Ruggera, R. A., Núñez-Montellano, M. G., Macchi, L., Zelaya, P. V., Álvarez, M. E., Martín, E., Osinaga-Acosta, O., Sánchez, R., Haedo, J., 2012. Fine-tuning the fruit-tracking hypothesis: spatiotemporal links between fruit availability and fruit consumption by birds in Andean mountain forests. Journal of Animal Ecology 81, 1298-1310.

Blendinger, P.G., Villegas, M., 2011. Crop size is more important than neighborhood fruit availability for fruit removal of *Eugenia uniflora* (Myrtaceae) by bird seed dispersers. Plant Ecology 212(5), 889-899.

Blundell, A.G., Gullison, R.E., 2003. Poor regulatory capacity limits the ability of science to influence the management of mahogany. Forest Policy and Economics 5(4), 395-405.

Blundo, C., Malizia, L.R., 2009. Impacto del aprovechamiento forestal en la estructura y diversidad de la Selva Pedemontana. En: Brown A.D., Blendinger P.G., Lomáscolo T., García Bes, P., (Eds.), Selva Pedemontana de las Yungas: historia natural, ecología y manejo de un ecosistema en peligro. Ediciones del Subtrópico, Tucumán, pp. 387-406.

Blundo, C., Malizia, L.R., Blake, J.G., Brown, A.D., 2012. Tree species distribution in Andean forests: influence of regional and local factors. Journal of Tropical Ecology 28, 83-95.

Brassiolo, M., 2004. Propuestas para la conversión de bosques degradados: Los Bosques del Chaco Semiárido. http://www.inta.gov.ar/ediciones/idia/forest7dinamica04.pdf

Brassiolo, M., Grulke, M., 2015. Manejo de bosques nativos de la Región Chaqueña: fichas técnicas. REDAF, E-Book. ISBN 978-987-29208-1-4

Bray, D.B., Merino Pérez, L., Negreros Castillo, P., Segura Warnholtz, G., Torres Rojo, J.M., Vester, H.F., 2003. Mexico's community managed forests as a global model for sustainable landscapes. Conservation Biology 17(3), 672-677.

Brown, A.D., Blendinger, P.G., Lomáscolo, T., García Bes, P., 2009. Selva Pedemontana de las Yungas: historia natural, ecología y manejo de un ecosistema en peligro. Ediciones del Subtrópico, Tucumán.

Brown, A.D., Grau, H.R., 1993. La naturaleza y el hombre en las selvas de montaña, GTZ, Salta.

Brown, A., Grau, R., 1995. Investigación, conservación y desarrollo en selvas subtropicales de montaña. Universidad Nacional de Tucumán FCN - IML - LIEY, Tucumán.

Brown, A.D., Kappelle, M., 2001. Bosques nublados del neotrópico. Instituto Nacional de la Biodiversidad, Santo Domingo, Heredia, Costa Rica.

Brown, A. D., Malizia, L.R., 2004. Las Selvas Pedemontanas de las Yungas: en el umbral de la extinción. Ciencia Hoy 14, 52-63.

Brown, A.D., Maritan, M.G., Ventura, B.N., Hilgert, N.I., Malizia, L.R., 2007. Finca San Andrés. Un espacio de cambios ambientales y sociales en el Alto Bermejo. Ediciones del Subtrópico, Tucumán, Argentina.

Brown, A., Pacheco, S., 2006. Ecología y producción de cedro (género Cedrela) en las Yungas australes. Ediciones del Subtrópico, Tucumán-Argentina.

Cabrera, A., 1976. Regiones fitogeográficas de la República Argentina. Enciclopedia de Agricultura, Jardinería y Fruticultura 2: 1-85, Acme, Buenos Aires.

Camargo, J.M.F., Pedro, S.R.M., 2013. Meliponini Lepeletier, 1836. En: Moure, J.S., Urban, D., Melo, G.A.R. (Orgs.) Catalogue of Bees (Hymenoptera, Apoidea) in the Neotropical Region. http://www.moure.cria.org.br/catalogue (Cons. 13/08/2018).

Carabelli, E., Peri, P.L., 2005. Criterios e Indicadores de sustentabilidad (C&I) para el Manejo Sostenible de los Bosques Nativos de Tierra del Fuego - Una herramienta metodológica para la determinación de los C&I en Patagonia. Ediciones INTA, Buenos Aires.

Carignan, V., Villard, M.A., 2002. Selecting indicator species to monitor ecological integrity: a review. Environmental monitoring and assessment 78(1), 45-61.

Carilla, J., Grau, H.R., 2010. 150 years of tree establishment, land use and climate change in montane grasslands, northwest Argentina. Biotropica 42, 49-58.

Chalukian, M.S.C., 1991. Regeneración, sucesión y plantas invasoras en un bosque de Yungas, Salta, Argentina. Universidad Nacional, Heredia, Costa Rica.

Chalukian, S.C., de Bustos, S., Lizárraga, L. Saravia, M., Garibaldi, J. F. 2004. Uso de hábitat del tapir en relación con la presencia de ganado en el Parque Nacional El Rey, Salta,

Argentina (pp.10-16). II Simposio Internacional de Tapir, Ciudad de Panamá, Panamá

Chacoff, N.P., Morales, C.L., Garibaldi, L.A., Ashworth, L., Aizen, M.A., 2010. Pollinator dependence of Argentinean agriculture: current status and temporal analysis. The Americas Journal of Plant Science and Biotechnology 3(1), 106-116.

Chacón-Cascante, A., Naranjo, M., 2011. Sistematización de mecanismos de compensación, certificación y crédito en Centroamérica República Dominicana para la protección y conservación de bosques (informe técnico). Programa REDD-CCAD-GIZ: CATIE.

CITES, 2005. Convention on International Trade in Endangered Species of Wild Fauna and Flora, http://www.cites.org.

Corlett, R.T., 2009. Seed dispersal distances and plant migration potential in tropical East Asia. Biotropica 41(5), 592-598.

Cristóbal, L., Pacheco, S., Malizia, L., Garcia Bes, P., 2009. Dinámica de deslizamientos en la Selva Pedemontana del Departamento San Martín. En: Brown A.D., Blendinger P.G., Lomáscolo T., García Bes, P., (Eds.), Selva Pedemontana de las Yungas: historia natural, ecología y manejo de un ecosistema en peligro. Ediciones del Subtrópico, Tucumán.

Cuezzo, F., González Campero, C., 2009. Invertebrados en la Selva Pedemontana Austral. El caso de Formicidae como ejemplo de caracterización de comunidades de insectos. En: Brown A.D., Blendinger P.G., Lomáscolo T., García Bes, P., (Eds.), Selva Pedemontana de las Yungas: historia natural, ecología y manejo de un ecosistema en peligro. Ediciones del Subtrópico, Tucumán.

Dauber, E., Fredericksen, T., Peña-Claros, M., Leaño, C., Licona, J.C., Contreras, F., 2003. Tasas de incremento diamétrico, mortalidad y reclutamiento con base en las parcelas permanentes instaladas en diferentes regiones de Bolivia. Proyecto BOLFOR/Proyecto de Manejo Forestal Sostenible, Bolivia.

De Freitas, J.V., Pinard, M.A., 2008. Applying ecological knowledge to decisions about seed tree retention in selective logging in tropical forests. Forest Ecology and Management 256, 1434-1442.

del Castillo, E.M.D., Zapater, M.A., Gil, M.N., Tarnowski, C.G., 2005. Selva de yungas del noroeste argentino (Jujuy, Salta, Tucumán) recuperación ambiental y productiva: lineamientos silvícolas y económicos para un desarrollo forestal sostenible. Estación Experimental de Cultivos Tropicales Yuto, Jujuy, Argentina.

Di Bitetti, M.S., Albanesi, S., Fouget, M.J., Cuyckens, G.A.E., Brown, A.D., 2011. The Yungas Biosphere Reserve of Argentina: a hot spot of South American wild cats. Cat News 54, 25-29.

Edwards, D.P., Woodcock, P., Edwards, F.A., Larsen, T.H., Hsu, W.W., Benedick, S., Wilcove, D.S., 2012. Reduced-impact logging and biodiversity conservation: a case study from Borneo. Ecol. Appl. 22, 561-571.

Eliano, P.M., Badinier, C., Malizia, L.R., 2009. Manejo forestal sostenible en Yungas: protocolo para el desarrollo de un plan de manejo forestal e implementación en una finca piloto. Ediciones del Subtrópico, San Miguel de Tucumán.

Fernández, R.D., Aragón, R., 2014. Descomposición de hojarasca de las especies leñosas nativas y exóticas más abundantes del pedemonte de las Yungas, Tucumán, Argentina. Ecología austral 24(3), 286-293.

Ferraro, P.J., Pattanayak, S.K., 2006. Money for nothing? A call for empirical evaluation of biodiversity conservation investments. PLoS biology 4(4), e105.

Fimbel, R.A., Grajal, A., Robinson, J., 2001. The cutting edge: conserving wildlife in logged tropical forests. Columbia University Press.

Flores, F.F., Hilgert N.I., Lupo, L.C., 2018a. Melliferous insects and the uses assigned to their products in the northern Yungas of Salta, Argentina. Journal of Ethnobiology and Ethnomedicine 14, 27. https://doi.org/10.1186/s13002-018-0222-y

Flores, F.F., Lupo, L.C., Hilgert, N.I., 2015. Recursos tróficos utilizados por *Plebeia intermedia* (Apidae, Meliponini) en la localidad de Baritú, Salta, Argentina. Caracterización botánica de sus mieles. Bol. Soc. Argent. Bot. 50(4), 515-529.

Flores, F.F., Lupo, L.C., Hilgert, N.I., 2018b. Árboles hospederos de nidos de *Plebeia n.* sp. (Apidae, Meliponini) en las Yungas septentrionales (Baritú, Argentina). Libro de resúmenes del II Simposio Reserva de Biosfera de las Yungas.

Flores, F.F., Sánchez, A.C., 2010. Primeros resultados de la caracterización botánica de mieles producidas por Tetragonisca *angustula Latreille* (Apidae, Meliponinae) en Los Naranjos, Salta, Argentina. Bol. Soc. Argent. Bot. 45(1-2), 81-91.

Forshed, O., Karlsson, A., Falck, J., Cedergren, J., 2008. Stand development after two modes of selective logging and pre-felling climber cutting in a dipterocarp rainforest in Sabah Malaysia. Forest Ecology and Management 255, 993-1001.

Franklin, J.F., 1993. Preserving biodiversity: species, ecosystems, or landscapes?. Ecological applications 3(2), 202-205.

Franklin, J.F., Spies, T.A., Van Pelt, R., Carey, A.B., Thornburgh, D.A., Berg, D.R., Bible, K., 2002. Disturbances and structural development of natural forest ecosystems with silvicultural implications, using Douglas-fir forests as an example. Forest Ecology and Management 155(1-3), 399-423.

Fredericksen, T.S., Mostacedo, B., 2000. Regeneration of timber species following selection logging in a Bolivian tropical dry forest. Forest Ecology and Management 131(1-3), 47-55.

Fredericksen, T.S., Mostacedo, B., Justiniano, J., Ledezma, J., 2001. Seed tree retention considerations for unevenaged management in Bolivian tropical forests. Journal of Tropical Forest Science 13(2), 352-363.

FSC, Forest Stewardship Council, 2010. FSC-US forest management standard (v1. 0), Forest Stewardship Council, Washington, DC.

Galarza, M., 2017. Variación del funcionamiento ecosistémico de las Yungas del Noreste de Salta-Herramienta para un manejo sostenible. Tesis de Maestría en Recursos Naturales y Medio Ambiente. Facultad de Ciencias Naturales, Universidad Nacional de Salta.

Gardner, T., 2010. Monitoring forest biodiversity: improving conservation through ecologically-responsible management, Routledge.

Gómez, D., Rivera, L., Politi, N., Ruggera, R., 2016. Avifauna de los bosques ribereños de las Selvas Pedemontanas del Noroeste Argentino. Ornitología Neotropical 27, 47-57.

Grainger, A., 2009. Towards a new global forest science. International Forestry Review 11(1), 126-133.

Grau, H.R., 2004. Dinámica de bosques en el gradiente altitudinal de las Yungas Argentinas. En: Arturi, M., Frangi, J., Goya, J., (Eds.), Ecología y Manejo de los Bosques Argentinos, Editorial Universidad Nacional de la Plata, pp. 181-188.

Grau, H.R., Arturi, M.F., Brown, A.D., Aceñolaza, P.G., 1997. Floristic and structural patterns along a chronosequence of secondary forest succession in Argentinean subtropical montane forests. Forest ecology and management 95(2), 161-171.

Grau, H.R., Hernández, M.E., Gutierrez, J., Gasparri, N.I., Casavecchia, M.C., Flores-Ivaldi, E.E., Paolini, L. 2008. A peri-urban neotropical forest transition and its consequences for environmental services Ecology and Society 13(1).

Grau, H.R., Brown, A.D., 1995. Patterns of tree species diversity along latitudinal and altitudinal gradients in the Argentinean subtropical montane forests. Biodivers Conserv Neotrop Mont For Proc Symp New York Bot Gardm 1993, 295-300.

Grau, H., Paolini, L., Malizia, A., Carilla, J., Hernández, M., 2010. Distribución, estructura y dinámica de los bosques de la Sierra de San Javier. Editorial de la Universidad Nacional de Tucumán, San Miguel de Tucumán, Tucumán, Argentina.

Grogan, J., *et al*., 2008. What loggers leave behind: Impacts on big-leaf mahogany (*Swietenia macrophylla*) commercial populations and potential for post-logging recovery in the Brazilian Amazon. Forest Ecology and Management 255, 269-281.

Guariguata, M.R., Ostertag, R., 2001. Neotropical secondary forest succession: changes in structural and functional characteristics. Forest ecology and management 148(1-3), 185-206.

Guariguata, M.R., Pinard, M.A., 1998. Ecological knowledge of regeneration from seed in neotropical forest trees: implications for natural forest management. Forest ecology and management 112(1-2), 87-99.

Gustafsson, L., Baker, S.C., Bauhus, J., Beese, W.J., Brodie, A., Kouki, J., Neyland, M., 2012. Retention forestry to maintain multifunctional forests: a world perspective. BioScience 62(7), 633-645.

Gutiérrez Angonose, J., Grau, H.R., 2014 Assessment of swaps and persistence in land cover changes in subtropical a periurban region, NW Argentina. Landscape and Urban Planing 127, 83-93.

Guzmán, R., 1997. Caracterización de especies forestales en gremios ecológicos en el bosque subhúmedo estacional de la región de Lomerío, en Santa Cruz, Bolivia. Tesis M.Sc. CATIE, Turrialba, Costa Rica.

Hamer, K.C., Hill, J.K., Benedick, S., Mustaffa, N., Sherratt, T.N., Maryati, M., Chey, V.K., 2003. Ecology of butterflies in natural and selectively logged forests of northern Borneo: the importance of habitat heterogeneity. Journal of Applied Ecology 40(1), 150-162.

Hardesty, J., Myers, R.L., Fulks, W., 2005. Fire, ecosystems, and people: a preliminary assessment of fire as a global conservation issue. The George Wright Forum 22, 78-87.

Hardy, O.J., Maggia, L., Bandou, E., Breyne, P., Caron, H., Chevallier, M.H., Troispoux, V., 2006. Fine scale genetic structure and gene dispersal inferences in 10 Neotropical tree species. Molecular ecology 15(2), 559-571.

Hazzi, N.A., Moreno, J.S., Ortiz-Movliav, C., Palacio, R.D., 2018. Biogeographic regions and events of isolation and diversification of the endemic biota of the tropical Andes. Proceedings of the National Academy of Sciences 115(31), 7985-7990.

Hérault, B., et al., 2011. Functional traits shape ontogenetic growth trajectories of rain forest tree species. Journal of ecology 99(6), 1431-1440.

Hilgert, N.I., 2001. Plants used in home medicine in the Blanco River basin, in northwestern Argentina subtropical montane forests. J Ethnopharmacol 76, 11-34.

Hilgert, N.I., Gil, G.E., 2006. Medicinal plants of the Argentine Yungas plants of the Las Yungas biosphere reserve, northwest of Argentina, used in health care. Biodivers Conserv 15, 2565-2594.

Hilgert, N.I, Gil, G.E., 2007. Reproductive medicine in Northwest Argentina: traditional and institutional systems. J Ethnobiol Ethnomed 3, 19.

Hughes, A.R., Inouye, B.D., Johnson, M.T., Underwood, N., Vellend, M., 2008. Ecological consequences of genetic diversity. Ecology letters 11(6), 609-623.

Humano, C.A., 2013. Modelado de la dinámica y producción forestal de la Selva Pedemontana de Yungas, Argentina. Facultad de Ciencias Agrarias, Universidad de Buenos Aires.

Hunter, M.L., Schmiegelow, F.K., 2011. Wildlife, Forests, and Forestry Principles of Managing Forests for Biological Diversity. 2 (nd) edition, Prentice Hall.

Hunzinger, H., 1997. Hydrology of montane forests in the Sierra de San Javier, Tucumán, Argentina. Mountain Research and Development 17, 299-308.

Inza, M.V., Zelener, N., Fornes, L., Gallo, L.A., 2012. Effect of latitudinal gradient and impact of logging on genetic diversity of *Cedrela lilloi* along the Argentine Yungas Rainforest. Ecology and evolution 2(11), 2722-2736.

IUCN, 2018. Red List of Threatened Species. Version 2018-1. <www.iucnredlist.org>. Downloaded on 06 August 2018.

Jalonen, R., Hong, L.T., Lee, S.L., Loo, J., Snook, L., 2014. Integrating genetic factors into management of tropical Asian production forests: a review of current knowledge. Forest Ecology and Management 315, 191-201.

Jennings, S.B., Brown, N.D., Boshier, D.H., Whitmore, T.C., do CA Lopes, J., 2001. Ecology provides a pragmatic solution to the maintenance of genetic diversity in sustainably managed tropical rain forests. Forest ecology and management 154(1-2), 1-10.

Kukkonen, M., Hohnwald, S., 2009. Comparing floristic composition in treefall gaps of certified conventionally managed and natural forests of northern Honduras. Annals of Forestry Science 66, 809.

Landres, P.B., Morgan, P., Swanson, F.J., 1999. Overview of the use of natural variability concepts in managing ecological systems. Ecological applications 9(4), 1179-1188.

Laurance, W.F., Goosem, M., Laurance, S.G., 2009. Impacts of roads and linear clearings on tropical forests. Trends in Ecology & Evolution 24(12), 659-669.

Lindenmayer, D.B., Franklin, J.F., Lõhmus, A., Baker, S.C., Bauhus, J., Beese, W., Messier, C., 2012. A major shift to the retention approach for forestry can help resolve some global forest sustainability issues. Conservation Letters 5(6), 421-431.

Lindenmayer, D.B., Margules, C.R., Botkin, D.B., 2000. Indicators of biodiversity for ecologically sustainable forest management. Conservation biology 14(4), 941-950.

Lichstein, J.W., Grau, H.R., Aragón, R., 2004. Recruitment limitation in secondary forests dominated by an exotic tree. Journal of Vegetation Science 15(6), 721-728.

Lizárraga, L., 2015. Caracterización espacial y temporal de la situación de incendios en las Provincias de Salta y Jujuy a partir de focos de calor MODIS (2003-2013). Tesina de grado, Escuela de Recursos Naturales, Facultad de Ciencias Naturales, Universidad Nacional de Salta, Salta, Argentina.

Lomáscolo,T., Grau, A., Brown, A.D., 2014. Guía de Áreas Protegidas de la. Provincia de Tucumán, Ediciones del Subtrópico. Tucumán.

López-Lanús, B., Grilli, P., Coconier, E., Di Giacomo, A., Banchs, R., 2008. Categorización de las aves de la Argentina según su estado de conservación. Informe de Aves Argentinas/AOP y Secretaría de Ambiente y Desarrollo Sostenible. Buenos Aires, Argentina, 64.

Lorenzatti, S., 2014. Efecto de la ganadería sobre la estructura del bosque y regeneración de especies forestales en las Yungas Argentinas. Facultad de Agronomia-Univesidad de Buenos Aires.

Mack, A.L., 1997. Spatial distribution, fruit production and seed removal of a rare, dioecious canopy tree species (*Aglaia aff. flavida Merr.* et Perr.) in Papua New Guinea. Journal of Tropical Ecology 13(3), 305-316.

Malizia, A., Campanello, P.I., Villagra, M. Ceballos, S., 2015. Geographical, taxonomical and ecological aspects of lianas in subtropical forests of Argentina. En: Parthasarathy, N., (Ed), Biodiversity of Lianas, Springer-Verlag, The Netherlands.

Malizia, A., Easdale, T.A., Grau, H.R., 2013. Rapid structural and compositional change in an old-growth subtropical forest: using plant traits to identify probable drivers. (J Chave, Ed.). PLoS One 8:e73546.

Malizia, A., Grau, H.R., 2006. Liana-host tree associations in a subtropical montane forest of north-western Argentina. Journal of Tropical Ecology 22, 331-339.

Malizia, A., Osinaga Acosta, O., Powell, P.A., Aragón, R., 2017. Invasion of *Ligustrum lucidum* (Oleaceae) in subtropical secondary forests of NW Argentina: declining growth rates of abundant native tree species. Journal of Vegetation Science 28(6), 1240-1249.

Malizia, L.R., 2001. Seasonal fluctuations of birds, fruits and flowers in a subtropical forest of Argentina. Condor 103, 45-61.

Malizia, L.R., Blundo, C., Pacheco, S., 2006. Diversidad, estructura y distribución de bosques con cedro en el noroeste de Argentina y sur de Bolivia. En: Pacheco, S., Brown, A.D., (Eds), Ecología y Producción de cedro (género Cedrela) en las Yungas australes, LIEY-ProYungas, Tucumán, Argentina, pp. 83-104.

Malizia, L., Pacheco, S., Blundo, C., Brown, A.D., 2012. Caracterización altitudinal, uso y conservación de las Yungas subtropicales de Argentina. Ecosistemas 21(1-2):53-73.

Malizia, L.R., Pacheco, S., Loiselle, B.A., 2009. Árboles de valor forestal en las Yungas de la Alta Cuenca del Río Bermejo. En: Brown A.D., Blendinger P.G., Lomáscolo T., García Bes, P., (Eds.), Selva Pedemontana de las Yungas: historia natural, ecología y manejo de un ecosistema en peligro, Ediciones del Subtrópico, Tucumán, Argentina.

Maron, M.P., Hobbs, R.H., Moilanen, A., Matthews, J.W., Christie, K., Gardner, T.A., Keith, D., Lindenmayer, D.B., McAlpine, C.A., 2012. Faustian bargains? Restoration realities in the context of biodiversity offset policies. Biological Conservation 155, 141-148.

Mazzini, F., 2018. Rol del ganado vacuno doméstico como modelador de la dinámica de los bosques montanos subtropicales (Yungas). Tesis doctoral, Centro Regional Universitario Bariloche, Universidad Nacional del Comahue.

Mazzini, F., Relva, M.A., Malizia, L.R., 2018. Impacts of domestic cattle on forest and woody ecosystems in southern South America. Plant ecology 219(8), 913-925.

Méndez, M.V., Sánchez, A.C., Flores, F.F., Lupo, L.C., 2016. Análisis polínico de mieles inmaduras en el sector oeste de las Yungas de Jujuy (Argentina). Bol. Soc. Argent. Bot. 51 (3), 449-462.

Metcalfe, D.B., Asner, G.P., Martin, R.E., Silva Espejo, J.E., Huasco, W.H., Farfán Amézquita, F.F., Huaraca Quispe, L.P., 2014. Herbivory makes major contributions to ecosystem carbon and nutrient cycling in tropical forests. Ecology letters 17(3), 324-332.

Minetti, J.L., 2005. El clima del noroeste argentino. Magna, San Miguel de Tucumán.

Minetti, J.M.; Bessonart S.J.; Balducci E.D., 2009. La actividad forestal en la Selva Pedemontana del norte de Salta. En: Selva Pedemontana de las Yungas. En: Brown A.D., Blendinger P.G., Lomáscolo T., García Bes, P., (Eds.), Selva Pedemontana de las Yungas: historia natural, ecología y manejo de un ecosistema en peligro, Ediciones del Subtrópico, Tucumán, Argentina.

Minervini, M.G., Morrás, H.J., Taboada, M.Á., 2018. Efectos del fuego en la matriz del suelo. Consecuencias sobre las propiedades físicas y mineralógicas. Ecología Austral 28(1), 012-027.

Miranda, M.V., Politi, N., Rivera, L.O., 2010. Cambios inesperados en el ensamble de aves en áreas bajo explotación forestal en la Selva Pedemontana del Noroeste Argentino. Ornitol Neotrop 21, 323-337.

Mirande, J.M., Aguilera, G., 2009. Los peces de la selva pedemontana del noroeste argentino. En: Brown A.D., Blendinger P.G., Lomáscolo T., García Bes, P., (Eds.), Selva Pedemontana de las Yungas: historia natural, ecología y manejo de un ecosistema en peligro, Ediciones del Subtrópico, Tucumán, Argentina.

Molineri, C, Romero, F., Fernández, H.R., 2009. Diversidad y Conservación de Invertebrados Acuáticos. En: Brown A.D., Blendinger P.G., Lomáscolo T., García Bes, P., (Eds.), Selva Pedemontana de las Yungas: historia natural, ecología y manejo de un ecosistema en peligro, Ediciones del Subtrópico, Tucumán, Argentina.

Montti, L., Carrillo, V.P., Gutiérrez-Angonese, J., Gasparri, N.I., Aragón, R., Grau, H.R., 2017. The role of bioclimatic features, landscape configuration and historical land use in the invasion of an Asian tree in subtropical Argentina. Landscape Ecology 32(11), 2167-2185.

Mostacedo, B., Putz, F.E., Fredericksen, T.S., Villca, A., Palacios, T., 2009. Contributions of root and stump sprouts to natural regeneration of a logged tropical dry forest in Bolivia. Forest ecology and management 258(6), 978-985.

Moure, J.S., 2012. Apini Latreille, 1802. En: Moure, J.S., D. Urban, H.R., & Melo, G.A.R. (Orgs.) Catalogue of Bees (Hymenoptera, Apoidea) in the Neotropical Region. http://www.moure.cria.org.br/catalogue (Cons. 13/08/2018).

Nepstad, D.C., Stickler, C.M., Soares-Filho, B., Merry, F., 2008. Interactions among Amazon land use, forests and climate: prospects for a near-term forest tipping point. Philosophical Transactions of the Royal Society of London B: Biological Sciences 363(1498), 1737-1746.

Niemi, G. J., McDonald, M.E., 2004. Application of ecological indicators. Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst. 35, 89-111.

Norton, D.A., 1999. Forest reserves. En: Hunter Jr., M., (Ed.), Managing Biodiversity in Forest Ecosystems, Cambridge University Press, Cambridge, pp. 525-555.

Ojeda, R., Chillo, V., Díaz Isenrath, G., 2012. Libro Rojo. Mamíferos amenazados de la Argentina. 1ª. Ed., Sociedad Argentina para el Estudio de Mamíferos, Mendoza.

Oliver, C.D., Larson, B.C., 1996. Forest stand dynamics: updated edition. John Wiley and sons.

Ollerton, J., Winfree, R., Tarrant, S., 2011. How many flowering plants are pollinated by animals?. Oikos 120(3), 321-326.

Ontiveros, S., Manrique, S., Franco, J., Díaz, R., Barranco, N., 2015. Biomasa y stock de carbono en la Reserva De Campo Alegre, La Caldera, Provincia De Salta. Avances en Energías Renovables y Medio Ambiente 19, 06.01-06.12.

Pacheco, S., Malizia, L.R., Brown, A.D., 2010. La provisión de agua como servicio ambiental de la Reserva de Biosfera de las Yungas. En: Araya Rosa P., Clüsener-Godt M., (Eds.), Reservas de la Biosfera. Su contribución a la provisión de servicios de los ecosistemas. Experiencias exitosas en Iberoamérica. UNESCO.

Pancel, L., 2015. Nature Conservation in the Tropics. En: Pancel L., Köhl M., (Eds), Tropical Forestry Handbook, Springer, Berlin, Heidelberg.

Parrish, J.D., Braun, D.P., Unnasch, R.S., 2003. Are we conserving what we say we are? Measuring ecological integrity within protected areas. AIBS Bulletin 53(9), 851-860.

Pearce, D., Putz, F.E., Vanclay, J.K., 2003. Sustainable forestry in the tropics: panacea or folly?. Forest Ecology and Management 172(2-3), 229-247.

Pearce, J.L., Venier, L.A., Eccles, G., Pedlar, J., McKenney, D., 2004. Influence of habitat and microhabitat on epigeal spider (Araneae) assemblages in four stand types. Biodiversity & Conservation 13(7), 1305-1334.

Peña-Claros, M., et al., 2008. Beyond reduced-impact logging: Silvicultural treatments to increase growth rates of tropical trees. Forest Ecology and Management 256, 1458-1467.

Pereyra, F.X., 2012. Suelos de la Argentina: Geografía de suelos, factores y procesos formadores. Anales N 50. Asociación Argentina de la Ciencia del Suelo, Buenos Aires ISSN 0328-2325

Pero, E.J.I., Quiroga, P.A., 2018. Do differences between riparian and adjacent forest vary between ecoregions? Plant Ecology. Submitted.

Pidgeon, A.M., Rivera, L., Martinuzzi, S., Politi, N., Bateman, B., 2015. Will representation targets based on area protect critical resources for the conservation of the Tucuman Parrot?. The Condor 117(4), 503-517.

Pinto, L.M., Quevedo, L., Arce, A., 2011. Efectos del aprovechamiento forestal sobre la regeneración natural en un bosque seco Chiquitano, Santa Cruz, Bolivia. CIMAR, Santa Cruz, Bolivia.

Politi, N., Hunter, Jr. M., Rivera, L., 2009. Nest Selection by Cavity nesting Birds in Subtropical Montane Forests of the Andes: Implications for Sustainable Forest Management. Biotropica 41(3), 354-360.

Politi, N., Hunter, Jr. M., Rivera, L., 2010. Availability of cavities for avian cavity nesters in selectively logged subtropical montane forests of the Andes. Forest Ecology and Management 260(5), 893-906.

Politi, N., Rivera, L., Lizárraga, L., Hunter, M., Defossé, G.E., 2015. The dichotomy between protection and logging of the Endangered and valuable timber species *Amburana cearensis* in north-west Argentina. Oryx 49(1), 111-117.

Powell, P.A., Aráoz, E., 2018. Biological and environmental effects on fine-scale seed dispersal of an invasive tree in a secondary subtropical forest. Biological Invasions 20(2), 461-473.

Prado, D., Gibbs, P.E., 1993. Patterns of species distribution in the Dry Seasonal Forests of South America. Annals of the Missouri Botanical Garden 80, 902-927.

Premoli, A.C., Quiroga, M.P., Souto, C.P., Mathiasen, P., 2011. Genética de la conservación: de poblaciones a fitogeografía, Conservación Biológica: perspectivas desde América Latina. Editorial Universitaria, Santiago de Chile, Chile.

Putz, F.E., 2004. Are you a logging advocate or a conservationist? En: Zarin, D., Putz, F.E., Alavalapati, J., Schmink, M., (Eds.), Working Forests in the Tropics, Columbia University Press, New York.

Putz, F.E., Mooney, H.A., 1991. The biology of vines. Cambridge University Press.

Putz, F.E., Zuidema, P.A., Pinard, M.A., 2008. Tropical forest management for carbon retention. PLoS Biol. 6, 1368-1369.

Putz, F.E., Zuidema, P.A., Synnott, T., Peña Claros, M., Pinard, M. A., Sheil, D., Palmer, J., 2012. Sustaining conservation values in selectively logged tropical forests: the attained and the attainable. Conservation Letters 5(4), 296-303.

Quiroga, M.P., Pacheco, S., Malizia, L.R., Premoli, A.C., 2012. Shrinking Forests under Warming: Evidence of *Podocarpus parlatorei* (Pino del cerro) from the Subtropical Andes. Journal of Heredity 103(5), 682-691.

Quiroga, M.P., Premoli, A.C., 2007. Genetic patterns in *Podocarpus parlatorei* reveal the long term persistence of cold tolerant elements in the southern Yungas. Journal of Biogeography 34(3), 447-455.

Quiroga, M.P., Premoli, A.C., 2013. El rol de las poblaciones marginales en la conservación del acervo genético de la única conífera del sur de Yungas en Argentina y Bolivia, *Podocarpus parlatorei* (Podocarpaceae). cología en Bolivia 48(1), 4-16.

Reboratti, C., 1998. El Alto Bermejo. Realidades y conflictos. La colmena, Buenos Aires, Argentina.

Rivera, L., Politi, N., Bucher, E.H., 2012. Ecología y conservación del Loro Alisero (Amazona tucumana). El hornero 27(1), 51-61.

Roveta, R.J., Rusch, V., Bava, J.O., 2010. Indicadores de sustentabilidad para el control de planes de manejo en bosques templados de Argentina. Recursos Naturales y Ambiente 59-60.

Rubio, G.D., Ramírez, M.J., 2015. Taxonomic revision of the American spider genus *Arachosia* (Araneae: Anyphaenidae). Zootaxa 3932, 1-105.

Ruggera, R.A., Schaaf, A.A., Tallei, E.D., Vivanco, C.G., Politi, N. Rivera, L.O., 2018. Woodpeckers and non-excavator birds in logged sites: same problem... same solution? 5th European Congress of Conservation Biology DOI: 10.17011/conference/eccb2018/107359

Ruggera, R.A., Schaaf, A.A., Vivanco, C.G., Politi, N., Rivera, L.O., 2016. Exploring nest webs in more detail to improve forest management. Forest Ecology and Management 372, 93-100.

Sáenz, G.P., Finegan, B., 2000. Monitoreo de la regeneración natural con fines de manejo forestal. Manejo Forestal Tropical 15, 2.

Salafsky, N., Margoluis, R.A., 1998. Measures of success: designing, managing, and monitoring conservation and development projects. Island Press.

Sánchez, A.C., Lupo, L.C., 2009. Asteraceae de interés en la Melisopalinología. Bosque Montano de las Yungas (Jujuy - Argentina). Bol. Soc. Argent. Bot. 44 (1-2), 57-64.

Sánchez, A.C., Lupo, L.C., 2017. Pollen analysis of honeys from the northwest of Argentina: Province of Jujuy. Grana 56(6), 462-474.

Sandoval, M.L., Ferro, I., 2014. Biogeographical analysis of rodent endemism and distributional congruence in the southern-central Andes (north-western Argentina). Biological journal of the Linnean Society 112(1), 163-179.

Sandoval, M.L., Sánchez, M.S., Barquez, R.M., 2010. Mammalia, Chiroptera Blumenbach, 1779: New locality records, filling gaps, and geographic distribution maps from Northern Argentina. Check List 6(1), 064-070.

Sarmiento, M., Rios, N.A., 2009. Factibilidad de implementación de un esquema de pagos por servicios ambientales en la cuenca Los Pericos-Manantiales, Jujuy, Argentina. Quebracho-Revista de Ciencias Forestales 17(1-2).

Schaaf, A.A., Ruggera, R.A., Tallei, E.D., Vivanco, C.G., Rivera, L.O., Politi, N., 2018. Identification of tree groups used by Secondary Cavity-nesting Birds to simplify forest management in subtropical forests. J of Forestry (accepted)

Sheil, D., Van Heist, M., 2000. Ecology for tropical forest management. The International Forestry Review 2(4), 261-270.

Schulze, M., 2008. Technical and financial analysis of enrichment planting in logging gaps as a potential component of forest management in the eastern Amazon. Forest Ecology and Management 255(3-4), 866-879.

Schulze, M., Grogan, J., Landis, M.R., Vidal. E., 2008. How rare is too rare to harvest? Management challenges posed by timber species occurring at low densities in the Brazilian Amazon. Forest Ecology Management 256, 1443-1457.

Schwarz, H.F., 1948. Stingless bees (Meliponidae) of the Western Hemisphere. Bull. Am. Mus. Nat. Hist. 90: xvii+546

Sebbenn, A.M., et al., 2008. Modelling the long-term impacts of selective logging on genetic diversity and demographic structure of four tropical tree species in the Amazon forest. Forest ecology and management 254(2), 335-349.

Sekercioglu, C.H., 2002. Effects of forestry practices on vegetation structure and bird community of Kibale National Park, Uganda. Biol. Conserv. 107, 229- 240.

Sist, P., Ferreira, F.N., 2007. Sustainability of reduced-impact logging in the Eastern Amazon. Forest ecology and management 243(2-3), 199-209.

Sist, P., Picard, N., Gourlet-Fleury, S., 2003. Sustainable cutting cycle and yields in a lowland mixed dipterocarp forest of Borneo. Annals of Forest Science 60(8), 803-814.

Soldati, M.C., Inza, M.V., Fornes, L., Zelener, N., 2014. Cross transferability of SSR markers to endangered Cedrela species that grow in Argentinean subtropical forests, as a valuable tool for population genetic studies. Biochemical Systematics and Ecology 53, 8-16.

Tineo, A., Falcón, C., García, J., D´Urso, C., Galindo, G., Rodríguez, G., 1998. Hidrogeología En Geología de Tucumán. Publicación Colegio de Graduados en Ciencias Geológicas de la Provincia de Tucumán.

Torres, V.M., González-Reyes, A.X., Corronca, J.A., 2017. Taxonomic and functional diversity of epigeal spiders (Araneae) in native forest of the Yungas (Salta, Argentina). Caldasia 39(2), 326-344.

Vaira, M., Pereyra, L.C., Akmentins, M.S., Bielby, J., 2017. Conservation status of amphibians of Argentina: an update and evaluation of national assessments. Amphibian & Reptile Conservation 11(1), 36-44.

Vasconcelos, H.L., Vilhena, J.M.S., Caliri, G.J.A., 2000. Responses of ants to selective logging of a central Amazonian forest. Journal of Applied Ecology 37(3), 508-514.

Vera, C., Higgins, W., Amador, J., Ambrizzi, T., Garreaud, R., Gochis, D., Gutzler, D., Lettenmaier, D., Marengo, J., Mechoso, C., Noguès-Paegle, J., Silva Diaz, P.L., Zhang C., 2006. Towards a unified view of the American Monsoon System. Journal of Climate 19, 4977-5000.

Volante, J.N., Alcaraz-Segura, D., Mosciaro, M.J., Viglizzo, E.F., Paruelo, J.M., 2012. Ecosystem functional changes associated with land clearing in NW Argentina. Agriculture, Ecosystems & Environment 154, 12-22.

Von Ellenrieder, N., 2007. Composition and structure of aquatic insect assemblages of Yungas mountain cloud forest streams in NW Argentina. Revista de la Sociedad Entomológica Argentina 66(3-4), 57-76.

Von Ellenrieder N., Garrison, R.W., 2007. Libélulas de las Yungas (Odonata). Una Guía de Campo para las especies de Argentina/Dragonflies of the Yungas. A Field Guide to the Species from Argentina. Pensoft Series Faunistica 67, Pensoft Publishers, Sofia-Moscow.

Wheelwright, N.T., 2000. Conservation biology. En: Nadkarni, N.M., Wheelwright, N.T., (Eds.), Monteverde: Ecology and conservation of a tropical cloud forest, Oxford University Press, New York, New York, pp. 419-453.

Wernsdörfer, H., Caron, H., Gerber, S., Cornu, G., Rossi, V., Mortier, F., Gourlet-Fleury, S., 2011. Relationships between demography and gene flow and their importance for the conservation of tree populations in tropical forests under selective felling regimes. Conservation genetics 12(1), 15-29.

Wilhere, G.F., 2002. Adaptive management in habitat conservation plans. Conservation Biology 16(1), 20-29.

Zamora Nasca, L., Montti, L., Grau, R., Paolini, L., 2014. Efectos de la invasión del ligustro, Ligustrum lucidum, en la dinámica hídrica de las Yungas del noroeste Argentino. Bosque (Valdivia) 35(2), 195-205.

Zamora Petri, M., 2006 Influencia de la ganadería trashumante y la apertura de claros en la supervivencia y el crecimiento de Cedrela lilloi en Tariquía, Bolivia. En: Pacheco, S., Brown, A.D., (Eds), Ecología y Producción de cedro (género Cedrela) en las Yungas australes, LIEY-ProYungas, Tucumán, Argentina.

Zelener, N., Tosto, D., de Oliveira, L.O., Soldati, M.C., Inza, M.V., Fornes, L.F., 2016. Molecular evidence of hybrid zones of *Cedrela* (Meliaceae) in the Yungas of Northwestern Argentina. Molecular phylogenetics and evolution 102, 45-55.

8

Bosques de la región del Monte

Autores

Pablo E. Villagra[1,2], Juan A. Alvarez[1,2], Marcos Karlin[3], Pablo A. Meglioli[1,2], Cecilia Vega Riveros[1], Ricardo Zapata[3], Elena M. Abraham[4], Leandro Alvarez[1], Valeria Aschero[1,5], Erica Cesca[1], Rubén Coirini[3], Mariano Cony[4]; Gabriel Gatica[6]; Ulf O. Karlin[7], Edgardo Melián[6]; Sebastián Mora[8]; Mariano S. Morales[1] María R. Prieto[1], Eduardo Pucheta[6]; Yanina Ribas[6]; Sergio A. Roig Juñent[2,4], Facundo Rojas[1]; Andrés G. Rolhauser[9]; Cecilia Rubio[4], Clara Rubio[4], Carmen Sartor[2] y Alejandro Tonolli[2,4].*

[1]Instituto Argentino de Nivología, Glaciología y Ciencias Ambientales (IANIGLA-CONICET Mendoza). [2]Facultad de Ciencias Agrarias. Universidad Nacional de Cuyo. [3]Departamento de Recursos Naturales. Facultad de Ciencias Agropecuarias. Universidad Nacional de Córdoba. [4]Instituto Argentino de Investigaciones de las Zonas Áridas (IADIZA-CONICET Mendoza). [5]Facultad de Ciencias Exactas y Naturales. Universidad Nacional de Cuyo. [6]Grupo de Ecología del Desierto (GEDes), Departamento de Biología, FCEFN, Universidad Nacional de San Juan. [7]IAMRA. Universidad Nacional de Chilecito. [8]EEA Rama Caida INTA, San Rafael Mendoza. [9]Departamento de Métodos Cuantitativos y Sistemas de Información – IFEVA. Facultad de Agronomía, Universidad de Buenos Aires – CONICET.

*Autor de correspondencia: Avda. Ruiz Leal S/N. Parque San Martín (5500) Mendoza.

"A la memoria de Charo Prieto, coautora de este capítulo e impulsora del estudio de la historia ambiental del Monte".

Resumen

Los bosques del Monte son parte de un mosaico de distintas comunidades vegetales definidas por variabilidad climática, edáfica y geomorfológica a lo largo del oeste árido de Argentina. Este mosaico comprende principalmente estepas dominadas por especies de los géneros *Larrea y Bulnesia* (Zygophyllaceae) y bosques abiertos de especies del género *Prosopis* (algarrobales) que se ubican en zonas con mayor disponibilidad hídrica y que, por lo tanto, poseen una productividad superior a lo esperable por las precipitaciones. Los algarrobales han sido fuente de recursos forestales madereros y no madereros desde tiempos prehispánicos. Además, en el fondo de valles y bolsones del norte, las ciudades y sus oasis productivos ocupan antiguos bosques. En toda la región, el uso ganadero desde tiempos históricos ha producido un gran impacto sobre pasturas nativas. En general, el algarrobal ha sido utilizado sin ajustar la tasa de extracción a la tasa de regeneración de sus recursos,

por lo que muchas regiones presentan distintos estados de degradación. Se observa un gradiente latitudinal en la estructura, dinámica y productividad del bosque que determina el potencial productivo del bosque y el tipo de manejo que se puede realizar. La productividad forestal varía entre 1,3 $m^3.ha^{-1}.año^{-1}$ en Catamarca y 0,2-0,1 $m^3.ha^{-1}.año^{-1}$ en Mendoza. En consecuencia, el uso forestal más común en la zona norte es la extracción de postes, rollizos y producción de carbón, mientras que en el sur el uso es básicamente para leña, y extracción de postes y ramas para soporte de puestos y corrales. La actividad ganadera extensiva se desarrolla en toda la región, variando el tipo de ganado y la cantidad de animales según las diferentes regiones. Las prácticas silvícolas aplicadas en *Prosopis* son incipientes, pero componen un banco de pruebas de manejo adaptivo que contempla diferentes objetivos: producción de postes, mejoras en la forma de los árboles, estimación de turnos de cortabilidad, producción y uso de la leña seca, ajuste de técnicas de implantación y producción de frutos. El manejo de la regeneración natural y el mantenimiento de los árboles vivos es un desafío clave ya que la etapa de establecimiento es crítica en zonas áridas. Un aspecto clave en busca de la sostenibilidad ambiental y económica es el desarrollo de nuevos enfoques para el ordenamiento territorial basados en la potencialidad de cada zona y en factores históricos y culturales. Entre las estrategias a considerar se propone el uso múltiple del bosque y la integración de la ganadería con prácticas compatibles con la conservación del bosque y las pasturas nativas. Además, se discuten técnicas de restauración de bosques degradados.

8.1 Grandes unidades de paisaje y principales tipos forestales

8.1.1 Caracterización ambiental y biogeográfica del Monte

La región del Monte ocupa el oeste árido de la Argentina (ver fig. 2.1, mapa con las regiones forestales en capítulo 2) con precipitaciones medias anuales entre los 30 y 400 mm, y temperaturas medias que varían entre 13° y 19°C (Labraga y Villalba, 2009). Entre los 24º y los 27ºS, el Monte ocupa los valles longitudinales y las laderas de las montañas circundantes. Al sur de los 27ºS, ocupa principalmente bolsones o cuencas y los valles intermontanos de la Precordillera y Sierras Pampeanas. Al sur de los 32ºS, ocupa las llanuras sedimentarias que se desarrollan entre la Precordillera y las Sierras Pampeanas; y al sur de los 38°S ocupa las mesetas características de la zona. Algunos autores proponen incluir la Quebrada de Humahuaca, tradicionalmente considerada prepuna, como parte del Monte, lo que extendería esta región hasta los 23°S (Karlin *et al.*, 2017b). A pesar de que la forma y el tamaño de los bolsones y valles son variables, el arreglo general es coincidente: un área central deprimida, flanqueada por conos aluviales y laderas erosionadas de las montañas. En el sur del Monte, las llanuras sedimentarias presentan pendientes suaves hacia el este. A lo largo de todo el Monte, los piedemontes forman cadenas transicionales de entre 10 y 50 km de ancho entre la montaña y el fondo de las cuencas (Garleff, 1987).

En función de la variabilidad climática, edáfica y geomorfológica, la vegetación se caracteriza por ser un mosaico de distintos tipos de comunidades. La estepa de arbustos dominada por especies de la familia Zygophyllaceae (*Larrea* spp. y *Bulnesia retama*) es la comunidad característica del Monte asociada a las condiciones climáticas de la región. El retamo (*B. retama*) alcanza en algunos sitios porte arbóreo pudiendo formar bosques abiertos, llamados retamales. Se encuentran también comunidades asociadas a suelos particulares como las comunidades halófitas, psamófilas, de suelos arcillosos o riparias. En las zonas con mayor disponibilidad hídrica aparecen bosques dominados por especies del género *Prosopis,* conocidos como algarrobales, que forman unidades boscosas de distinta magnitud en el fondo de valles y bolsones. Los algarrobales presentan por lo general un estrato arbóreo abierto dominado por *P. flexuosa* o *P. chilensis*, acompañados por *Geoffroea decorticans*; mientras que el estrato arbustivo es dominado por *Atamisquea emarginata, Larrea divaricata, Suaeda divaricata, Atriplex lampa*. El estrato herbáceo está dominado por *Leptochloa crinita* y *Pappophorum caespitosum,* especies de importancia forrajera. Como las precipitaciones menores a 350 mm $año^{-1}$ no son suficientes para el desarrollo de los algarrobos, este bosque aparece exclusivamente en lugares con agua subterránea accesible (nivel freático entre 5-30 m) o que presenten cauces de agua permanentes o temporarios (Morello, 1958; Alvarez y Villagra, 2009; Jobbágy *et al*., 2011). La disponibilidad de esta agua extra hace que estos sitios presenten una productividad superior a la esperable por las precipitaciones (Contreras *et al*., 2011), lo que los convierte en áreas con mayor potencial para el manejo forestal y ganadero. También se encuentran otros bosques de menor extensión como los bosques de chica (*Ramorinoa girolae*), bosque endémico del Monte, los bosques de churqui (*Prosopis ferox*), y bosques pedemontanos asociados a cauces de agua dominados

por el chacay (*Ochetophila trinervis*), el maitén (*Maytenus boaria*) y la luma (*Escallonia myrtoidea*).

Con el objeto de profundizar el análisis de aspectos biogeográficos y ecológicos de la región, se puede consultar una variedad de trabajos realizados a distintas escalas espaciales y temporales. Morello (1958), en un trabajo fundacional, describió las principales asociaciones vegetales del Monte y analizó su ecología a una escala regional. Posteriormente, otros trabajos sintetizaron las principales asociaciones y unidades de vegetación (Morello, 1958; Cabrera, 1976; Mares *et al*., 1985; Rundel *et al*., 2007; Oyarzabal *et al*., 2018). Además, numerosos estudios a escala local detallaron las comunidades vegetales para distintas zonas del Monte (Hunziker, 1952; Vervoorst, 1954; Roig, 1972, 1976; Simpson y Solbrig, 1977; Solbrig *et al*., 1977; Roig *et al*., 1980; Roig, 1981, 1982; González Loyarte *et al*., 1990; Méndez, 1992; Cabido *et al*., 1993; Morláns, 1995; Martínez Carretero y Dalmasso, 1996; Roig, 1998; Villagra y Roig, 1999; Martínez Carretero, 1999, 2000; Roig y Rossi, 2001; Rossi, 2004; Bisigato *et al*., 2009; Dalmasso *et al*., 2011; Biurrun *et al*., 2012; Gil, 2013). También varios artículos revisaron el estado del conocimiento sobre diversos aspectos de la caracterización y funcionamiento del Monte. Entre ellos, Abraham *et al*. (2009) propusieron una interpretación general de la geografía del Monte; Labraga y Villalba (2009) analizaron los patrones climáticos y analizan posibles modificaciones en el contexto de los distintos escenarios de cambio climático global; Roig *et al*. (2009) propusieron una nueva y completa interpretación biogeográfica de la región, proponiendo zonas de endemismos y distritos de la región; Ojeda y Tabeni (2009) analizaron la diversidad y adaptaciones de las asociaciones de mamíferos; Bisigato *et al*. (2009) interpretaron a distintas escalas los factores que determinan la heterogeneidad de la vegetación, entre ellos los que permiten la presencia de bosques; Carrera *et al*. (2009) analizaron cómo las plantas y sus características funcionales son determinantes del ciclo de nitrógeno y carbono en el Monte; Villagra *et al*. (2009) evaluaron el efecto de la historia de disturbios y el uso del suelo en el funcionamiento de los ecosistemas naturales, incluyendo una evaluación del efecto del fuego, la ganadería y la tala sobre la distribución y estructura de los bosques; Bertiller *et al*. (2009) destacaron la importancia de las interacciones biológicas como determinantes de la dinámica de las comunidades del Monte; Ladio y Lozada (2009) recopilaron información sobre las prácticas tradicionales de los poblaciones rurales y Guevara *et al*. (2009) sintetizaron los conocimientos sobre el uso ganadero de la región; Vilela *et al*. (2009) discutieron el potencial uso de las especies nativas en la producción y recuperación de la región.

8.1.2 Bosques del Monte

Bosques de *Prosopis flexuosa* y *P. chilensis* (algarrobos)

Características generales

En el Monte, los bosques más extendidos son los algarrobales de *Prosopis flexuosa,* especie llamada comúnmente "algarrobo dulce". Este árbol es altamente heliófilo y, por tal razón, las ramas interiores se secan formando la leña campana. Las raíces de estos árboles se disponen de forma horizontal y vertical; las primeras captan la humedad subsuperficial, mientras que las verticales buscan el agua existente en profundidad (Guevara *et al*., 2010). De esta forma, los bosques ocupan áreas donde pueden encontrar una provisión de agua extra en el fondo de los valles y bolsones, y en los valles inter-médanos a lo largo de todo el Monte (fig. 8.1). La distribución de *P. flexuosa* abarca desde el nivel del mar (sur de Buenos Aires) hasta los 2700 m.s.n.m. en los Valles Calchaquíes (Salta) (Roig, 1993; Alvarez y Villagra, 2009). Sin embargo, solamente alcanza a formar unidades boscosas en el Monte central y septentrional (fig. 8.1). En el Monte austral, esta especie se da principalmente en forma arbustiva. Si bien la extensión de los bosques varía en función de las metodologías de relevamiento usadas y las definiciones de los distintos autores, en total, se estima que estos bosques ocupan una superficie aproximada de 2,8 millones de hectáreas.

Podemos encontrar también algarrobales de *P. chilensis* (algarrobo blanco) en las márgenes de ríos y cauces secos, aunque la extensión de estos bosques es menor y dependen de una disponibilidad de agua mayor. Los estudios sobre esta especie son menos abundantes.

Distribución y estructura de los algarrobales

La gran extensión latitudinal del Monte (fig. 8.1) hace que este presente una serie de gradientes ambientales que son determinantes de la estructura y dinámica de las poblaciones arbóreas y, por lo tanto, de su potencial productivo. Se observa una correlación entre la latitud, y la estructura y dinámica del bosque, con una disminución del tamaño de los árboles, de la biomasa total de bosque y de la productividad desde el norte hacia el sur. Los bosques del norte presentan mayor área basal total y mayor proporción de árboles adultos, aunque la densidad total no sigue este patrón. En los algarrobales del norte del Monte es posible encontrar mayor densidad de individuos en las clases diamétricas mayores, como las de árboles considerados maderables por tener más de 35 cm de diámetro de fuste y más altura, alcanzando alturas medias superiores a 7 m. Por el contrario, en el sur, la mayor proporción de árboles se encuentran en clases diamétricas de regeneración <7,5 cm de diámetro basal equivalente (Deq) (Alvarez *et al*., 2006) y la mayoría de los adultos tiene menos de 35 cm Deq y las medias de altura no superan los 4,5 m. El crecimiento diamétrico anual, en árboles de hasta 60 años, varía entre 8,2 mm en las poblaciones norteñas y 2 mm en las poblaciones más australes (tabla 8.1).

Por otro lado, dentro de cada unidad boscosa se observó variación en la estructura poblacional como respuesta a gradientes ambientales locales en la geomorfología o tipo de suelo y a la variabilidad espacial del uso de los bosques. La interacción de los factores ambientales y genéticos con disturbios como el fuego (p. ej. General Alvear) (Cesca *et al*., 2014), extracción de postes para actividades agrícolas (p. ej. Fiambalá) y eventos puntuales de tala rasa (p. ej. Ñacuñán) han definido cambios poblacionales y en la bioforma de los árboles que permanecen en la estructura actual.

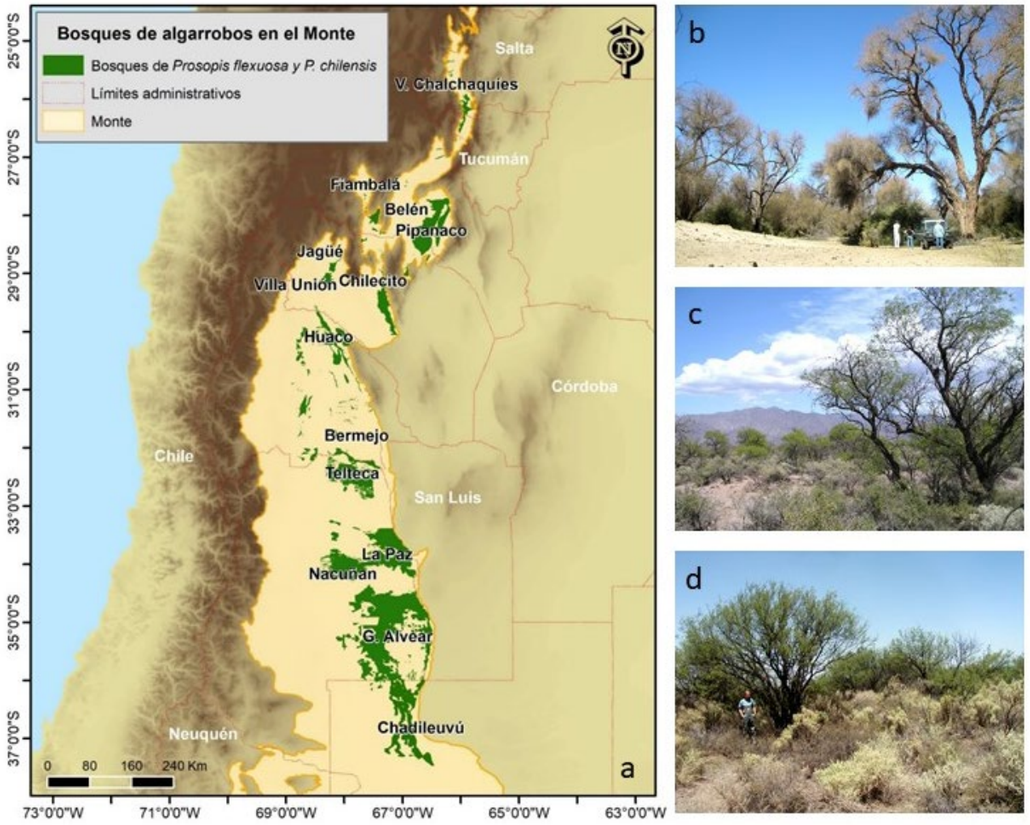


Figura 8.1. a) Distribución de los bosques de *Prosopis* en los diferentes valles, bolsones y planicies del Monte. El mapa fue elaborado a partir de datos de distintas fuentes generados con distintas metodologías (Alvarez *et al.*, 2006; Villagra *et al.*, 2010a; Salomón *et al.*, 2013; Cesca *et al.*, 2014; Rojas *et al.*, 2014b). b) Bosque de Fiambalá. c) Bosque de Villa Unión. d) Bosque de General Alvear (Fotos P. Villagra).

Tabla 8.1. Descripción estructural de las unidades boscosas analizadas. Se incluye la superficie estimada en cada unidad, la densidad de adultos (individuos >7,5 cm Deq), el área basal, la altura promedio de adultos, la cobertura total y el crecimiento diamétrico anual. Se presenta la media y los valores mínimos y máximos por parcela entre paréntesis.

	Superficie estimada (hectáreas)	Densidad adultos (ind.ha^{-1})	Área Basal (m^2.ha^{-1})	Altura promedio (m)	Cobertura arbórea (%)	Crecimiento diamétrico anual (mm)
Valles Calchaquíes	48.497	180	-	-	-	8,2
Fiambalá	12.680	86,8 (12,5-350)	15,2 (2,3-37,5)	6,7 (3,8-9,5)	51,4 (10,5-100)	4,9
Pipanaco	254.915	80, 4 (7-300)	9,8 (0,8-18,4)	8,2 (6-13)	37,8 (5,2-89)	6,2
Villa Unión	60.037	134,1 (40-400)	15,1 (4,4-40)	5,8 (3,3-8)	51,7 (13,2-100)	-
Huaco	9.200	160,3 (83-217)	10,5 (9,1-13,7)	4,9 (4-6,7)	49,1 (45,9-55,8)	-
Telteca	302.200	112,8 (45-173)	6,5 (1,2-20,5)	4,4 (3,2-6,3)	23,6 (8,8-42)	4
La Paz	272.388	279,1 (116-800)	9,6 (3,1-33)	3,4 (--)	49,4 (25,7-100)	-
Ñacuñán	258.900	73,5 (23,3-143)	5,1 (1,2-8,6)	3,9 (2,9-5,7)	23,4 (10,8-42)	2
General Alvear	1.070.200	126,7 (0-356)	3,3 (0,3-16,1)	2,4 (0,9-4,9)	32,6 (7,1-83)	-

A continuación, se describen las principales características estructurales de las distintas unidades boscosas del Monte

Valles Calchaquíes (Tucumán-Salta): estos bosques corresponden principalmente a la zona de Cafayate en el valle del río Santa María y representan la distribución más norteña de las poblaciones de algarrobo referenciadas. Su cercanía con el Chaco Seco determina la existencia de varias especies del género *Prosopis: P. flexuosa, P. chilensis, P. alba y P. nigra*. La presencia de niveles freáticos a 13 m de profundidad, junto con una temporada de crecimiento larga y mayor cantidad de días libres de heladas, permite un mayor crecimiento diamétrico anual, que alcanza los 8,2 mm. La densidad de árboles adultos es de 180 ind.ha^{-1}, con una mayor proporción de individuos entre 15 y 40 cm de diámetro (tabla 8.1). La densidad de las clases de regeneración es baja (Calzon Adorno, 1995).

Fiambalá (Catamarca): la especie arbórea dominante es *P. flexuosa* que se agrupa en bosquetes densos en el fondo del valle (fig. 8. 1b), mientras que alrededor se observan algarrobales más abiertos. *Atamisquea emarginata* y *Bulnesia retama* complementan las principales especies leñosas acompañantes. Estos bosques se encuentran entre los de mayor área basal,

cobertura y biomasa forestal del Monte, presentando mayor proporción de individuos maderables (>35 cm Deq) y 6,7 m de altura media de los árboles (tabla 8.1). El incremento diamétrico anual promedio alcanza los 6,2 mm. La gran variabilidad observada (tabla 8.1), permite diferenciar dos tipos de bosques en función de sus características estructurales: el bosque denso y el bosque ralo (Alvarez *et al*., 2006). El denso presenta mayor densidad de árboles adultos (media: 114 ind.ha^{-1}), área basal (21 m^2.ha^{-1}) y cobertura total (69%) de *P. flexuosa* que el bosque ralo. Además, presenta un promedio mayor de altura de los árboles adultos y del fuste principal.

Salar de Pipanaco (Catamarca): este núcleo boscoso comprende diferentes tipos de algarrobales con distintos atributos relacionados a las especies que componen la comunidad de plantas leñosas, la estructura del bosque y la cantidad de biomasa leñosa presente. En el borde del salar se ubica una franja (1 a 4 km de ancho) de bosque denso de algarrobo dulce (*P. flexuosa*), acompañado de *A. emarginata* y *S. divaricata*. En él, la cobertura del dosel puede alcanzar entre el 40-80% y algunos algarrobos los 15 m de altura. Presenta una gran variabilidad entre los sitios, encontrándose densidades de adultos que varían entre 50 ind.ha^{-1} de gran tamaño y otras zonas con densidades de hasta 300 ind.ha^{-1} pero de menor tamaño y numerosos renovales. A continuación de este bosque hacia zonas más altas, se encuentra un bosque semidenso, acompañado por una comunidad arbustiva de más diversidad que el anterior, con árboles de hasta 8 m de altura total y una cobertura de dosel menor al 30%. Por último, también interesante a los fines silvícolas, se encuentra un bosque ralo de retamo (*B. retama*) y algarrobo dulce (*P. flexuosa*), con individuos no mayores a los 5 m de alto y densidades bajas. En cauces temporarios, se observan bosques en galería de *P. flexuosa* y *P. chilensis* (algarrobo blanco) de hasta 10 de alto y alta cobertura (60%). Los bosques de Pipanaco se encuentran entre los de mayor potencialidad forestal en el Monte, con crecimientos diamétricos anuales que alcanzan los 6,2 mm.

Bosques de Villa Unión-Vinchina (La Rioja): sobre los valles y playas adyacentes al río Bermejo-Vinchina, se concentran algarrobales. Esta región incluye varias poblaciones humanas que coinciden con antiguos bosques de *Prosopis* donde el agua subterránea es cercana a la superficie. En el bosque denso, *P. flexuosa* está acompañado por *A. emarginata* y *S. divaricata* como arbustos principales. En el semidenso, los arbustos dominantes son *Allenrolfea vaginata, Atriplex lampa* y *Lycium tenuispinosum*. En los bosques más abiertos, los algarrobos están acompañados por *A. lampa* y *B. retama* (fig. 8. 1c). En zonas de médanos, los bosques disminuyen su cobertura y los árboles son de menor tamaño. En todos los algarrobales la presencia de gramíneas es escasa o nula. La densidad total arbórea es de más de 160 ind.ha^{-1}, de los cuales 134 son árboles adultos (>7,5 cm Deq), con una variabilidad muy grande (entre 40 y 400 ind.ha^{-1}). La media de la cobertura arbórea es del 51,7% y la altura promedio es de 5,8 m (tabla 8.1).

Algarrobales de Jáchal - Huaco (San Juan): se pueden diferenciar en estos algarrobales los bosques de planicie dominados por *P. flexuosa* y los de galería dominados por *P. chilensis*. Los algarrobales de planicie se ubican cerca del pueblo de Huaco y el antiguo paraje Monte Grande. Las galerías de *P. chilensis* corresponden a la zona de La Ciénaga y a los numerosos cauces temporarios. Cerca de Huaco, *P. flexuosa* junto *A. lampa* domina la comunidad leñosa. Debido a su cercanía al pueblo, este algarrobal presenta signos de uso y de degradación. En Monte Grande, *P. flexuosa* es acompañado por *B. retama* y *S. divaricata*. La densidad de estos bosques varía entre 83 y 217 ind.ha^{-1}, con una media de 4,9 m de altura. Los bosques de *P. chilensis* están acompañados principalmente por *Senegalia gilliesii* y *Larrea* spp. (Gil, 2013). Las densidades para esta especie son 53,8 ind.ha^{-1} en La Ciénaga y 28,9 ind.ha^{-1} en los Cauces. La regeneración de *P. flexuosa* es muy variable 232,6 (6,7 – 797,3) en Huaco y 7,5 (0,0 – 15,0) en Monte Grande. Para *P. chilensis* los valores de plantas menores a los 7,5 cm de diámetro a la altura de la base (DAB) (renovales) son escasos en ambos sitios (Gil, 2013). El área basal en los algarrobales de *P. flexuosa* es de 10,5 m^2.ha^{-1}. En cuanto a las poblaciones de *P. chilensis,* a pesar de tener una baja densidad poblacional alcanzan mayores áreas basales, 12,7 m^2.ha^{-1} en La Ciénaga y 19,7 m^2.ha^{-1} en los Cauces.

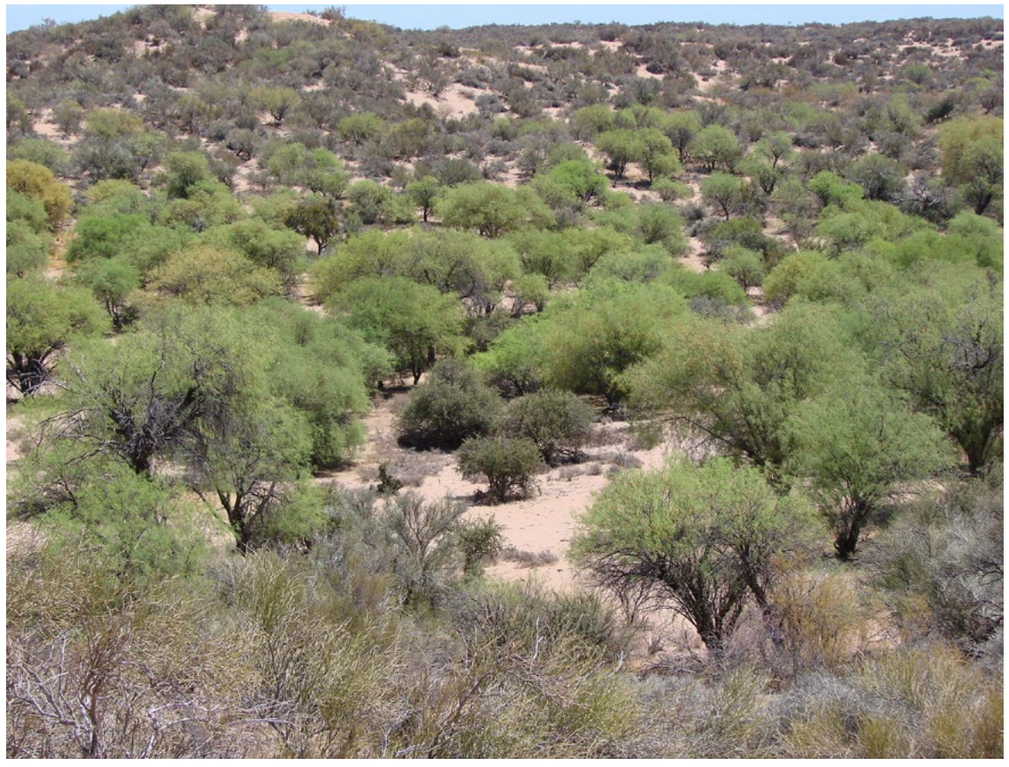


Figura 8.2. Bosque semicerrado de *P. flexuosa* en un valle intermédano de la Reserva Telteca (Foto P. Villagra).

Algarrobales de Telteca (Mendoza): están compuestos por *P. flexuosa* como especie arbórea en las siguientes formaciones: bosque semicerrado de *P. flexuosa* con *Atriplex lampa* y *Lycium tenuispinosum* en valles intermédanos (fig. 8.2), bosque abierto de *P. flexuosa* con *Tricomaria usillo* y *Suaeda divaricata* en ondulaciones (alrededor del bosque semidenso), bosque abierto de *P. flexuosa* con *T. usillo* (zona de médanos bajos que forman ondulaciones) y bosque abierto de *P. flexuosa* con *Atriplex lampa* en ondulaciones suaves. Estos bosques se

diferencian desde el punto de vista de la estructura poblacional de *P. flexuosa,* lo que se relaciona con la gran variabilidad observada en la densidad (entre 45 y 173 ind.ha^{-1}), área basal (1,2-20,5 m^2.ha^{-1}) y cobertura arbórea (8,8-42%) (tabla 8.1). El crecimiento diamétrico anual es de 4 mm. La densidad de renovales varía entre 10 y 143,3 ind.ha^{-1} entre los sitios, lo que indicaría que la renovación no es homogénea sino que podría estar dependiendo de micrositios adecuados para el establecimiento (Villagra *et al.*, 2005b).

Algarrobales de Ñacuñán (Mendoza): estos bosques tienen a *P. flexuosa* como principal especie arbórea acompañada en zonas más arenosas por *B. retama* y, en zonas con acumulación de agua, por *G. decorticans*. Los jarillales de *Larrea cuneifolia* ocupan grandes extensiones donde la densidad de *Prosopis* es menor. En general, es un bosque abierto con una densidad media de 73 árboles adultos. La altura de los individuos es de 3,9 m y la cobertura media de *P. flexuosa* es del 23,4% (tabla 8.1), a lo que debe sumarse la presencia de *G. decorticans* y *B. retama* que pueden alcanzar portes arbóreos. La estructura poblacional refleja los efectos de la tala rasa realizada en la primera mitad del siglo XX, con la mayor parte de los individuos multifustales (2,8 fustes por árbol) y la mayor proporción de individuos adultos entre los 15 y los 30 cm Deq.

Galería del Tunuyán (Mendoza): la distribución de los algarrobales está asociada a la galería de los cursos de agua (permanentes y temporales) donde se concentra el bosque denso. Este es una franja continua de cobertura boscosa de más del 60% en cada uno de los cursos de agua, y tiene un ancho menor al inicio de la galería y se ensancha al este, llegando al río Desaguadero. Como al norte y sur de la galería los algarrobales tienen menor cobertura, se observan bosques abiertos y muy abiertos, mientras que al este del oasis de La Paz encontramos árboles en una matriz de *Larrea divaricata* (jarillal con árboles emergentes) (del Olmo, 2010). La diferencia entre las distintas unidades es muy marcada con coberturas que varían entre 25 y 100%, y altura promedio de 3,9 m, aunque se registraron árboles que superan los 13 m (tabla 8.1). El bosque denso es posiblemente el de mayor potencial forestal de los bosques más australes del Monte, aunque representa una superficie de solo el 5% de los bosques del área (13.500 ha).

Algarrobales de la Pampa de la Varita (San Rafael y General Alvear): el estrato superior está representado por *P. flexuosa* y *G. decorticans*, en el estrato arbustivo encontramos *Larrea divaricata, Atriplex lampa* y *Condalia microphylla* (fig. 8.1d). A diferencia de los otros bosques que se encuentran en las distintas regiones del Monte, en esta zona se observa que el funcionamiento ecosistémico y la estructura y composición de los bosques están altamente regulados por el régimen de fuegos. El fuego ha provocado un cambio estructural en una gran proporción de la superficie, transformando el bosque de *Prosopis* en un arbustal cerrado dominado por esta misma especie, en el que se observa muchos individuos que tienen numerosos rebrotes basales. El bosque no quemado presentó la estructura con el menor número de fustes en las clases menores a 5 cm de diámetro basal (327,2 fustes. ha^{-1}) y fue el que tuvo mayor número de fustes en las clases diamétricas mayores a 10 cm de diámetro, encontrándose individuos de hasta 60 cm de diámetro. Todos los bosques quemados solo una vez tuvieron un comportamiento parecido, con una alta concentración de fustes en las primeras clases y registrándose muy pocos fustes en las clases diamétricas >5 cm de diámetro basal. Los sitios con alta frecuencia de fuego han perdido el estrato arbóreo (Cesca *et al.*, 2014).

Ecología de los algarrobales

En el Monte, el agua controla todos los procesos ecológicos. En este contexto, la germinación, establecimiento y crecimiento inicial son los procesos críticos en el ciclo de vida de las especies y, en particular, de los algarrobos. La producción de flores, frutos y semillas de *P. flexuosa* es muy variable entre años (entre 80.000 y 800.000 semillas.ha^{-1}) (Ffolliot y Thames, 1983; Dalmasso y Anconetani, 1993). Una proporción importante de las semillas son consumidas por predadores predispersivos y posdispersivos en los primeros días luego de producidas (Villagra *et al*., 2002), lo que explicaría la ausencia de un banco persistente para *P. flexuosa*. Sin embargo, la cantidad de semillas no parece ser limitante para la reproducción de la especie, ya que se estima que solo una proporción muy pequeña de las semillas se transforma en planta adulta (Villagra, 2000).

Las semillas son dispersadas frecuentemente por animales domésticos y silvestres y sus frutos presentan una serie de adaptaciones morfológicas y fisiológicas que permiten la dispersión endozoica (Peinetti *et al*., 1993; Campos y Ojeda, 1997). La ruptura de la dormición física y el aumento de la longevidad de la semilla son aspectos beneficiosos producidos por el pasaje por el tracto digestivo de los animales. Por otro lado, las semillas de *P. flexuosa* y *P. chilensis* tienen un alto poder germinativo y amplios rangos de temperaturas (20-35 °C) y otras condiciones ambientales en las que pueden germinar (Cony y Trione, 1998; Villagra *et al*., 2010b), y un crecimiento radical muy rápido que le permite explorar el perfil del suelo. Sin embargo, la supervivencia de plántulas es muy baja debido a la extrema aridez, a otras condiciones estresantes como la salinidad, a la competencia con otras especies y a la herbivoría. Se postula que el establecimiento de esta especie es un evento poco frecuente en zonas áridas, concentrado en años o períodos de años particularmente húmedos que permitan el crecimiento radical hasta encontrar un perfil subterráneo húmedo.

La capacidad de sobrevivir y desarrollarse en ambientes áridos de *P. flexuosa* se debe principalmente al desarrollo de un sistema radical dimórfico, con un sistema de raíces superficiales y uno pivotante que le permite utilizar el agua subterránea independizándose de las condiciones de estrés hídrico existentes en el perfil superficial del suelo (Guevara *et al*., 2010). Estudios recientes confirman, por comparación de las características del agua presente en los tejidos de los árboles (características isotópicas del agua xilemática) con las de distintas fuentes de agua (freática, lluvias, ríos), que *P. flexuosa* es freatófita facultativa ya que utiliza el agua subterránea proveniente de fuentes lejanas (cordillera de los Andes) (Jobbágy *et al*., 2011). El uso de agua subterránea por ésta y otras especies transforma a estos bosques en focos de productividad subsidiados por el agua de origen cordillerano. En ellos, la productividad es superior a la esperable por las precipitaciones locales con fuertes implicancias ecológicas y socioeconómicas (Contreras *et al*., 2011). En el cuadro 1 se presenta la dinámica hidrológica de la cuenca del río Mendoza explicando los vínculos hidrológicos a larga distancia entre la cordillera, zonas urbanas, rurales y bosques nativos.

Servicios Hídricos en la Cuenca del Río Mendoza

Las especies del género *Prosopis* generan heterogeneidad espacial por la modificación de las condiciones microclimáticas bajo su dosel a través de la moderación de temperaturas extremas, disminución de evaporación, redistribución de las precipitaciones y de la intensidad lumínica, el incremento de la fertilidad por la acumulación de nutrientes. Esta heterogeneidad modifica la distribución espacial de especies arbustivas y herbáceas, y depende del balance entre los mecanismos facilitadores y de interferencia para cada forma de vida. Los mecanismos facilitadores prevalecen sobre los de interferencia cuando el estrés ambiental (p. ej. estrés hídrico, sobrepastoreo) es mayor (Dohn *et al*., 2013). Así, en zonas muy áridas del NE de Mendoza, los pastos perennes solo se encuentran bajo el dosel de algarrobos mientras que en Ñacuñán, con mayores precipitaciones, la distribución es más homogénea extendiéndose hacia áreas expuestas (fig. 8.3). En todos los casos, la presencia de especies del género *Prosopis* provoca un reemplazo de especies bajo su cobertura que aumenta la diversidad de las comunidades (Karlin y Díaz, 1984; Rossi y Villagra, 2003).



Figura 8.3. *Prosopis flexuosa* facilitando la presencia de pastos bajo su dosel en la Reserva Telteca, noreste de Mendoza (Foto P. Villagra).

Biodiversidad de fauna asociada a los algarrobos

La existencia de los bosques de *Prosopis* constituye un ambiente muy importante para gran cantidad de especies animales, incluyendo especies exclusivas de este bosque. Comentaremos tres aspectos acerca de *Prosopis* y su relación con la diversidad que alberga dentro del Monte: como recurso alimenticio, como componente diferencial de nicho y como parte de procesos coevolutivos.

Como recurso alimenticio *Prosopis* provee recursos de diversa índole como hojas, flores, frutos, madera y raíces. Algunos de ellos están disponibles todo el año, como la madera, raíces y hojas, otros solo en algunos momentos del año como flores y frutos. Si bien se ha postulado que existe un alto grado de monofagia (especies que comen una sola planta) para *Prosopis* (Fowler, 1982), ésta es muy relativa en el caso de los artrópodos, ya que de las 33 citadas para *P. flexuosa* y las 24 para *P. chilensis* (Cordo *et al*., 2004) solo una es conocida como monófaga. El resto de las especies son oligófagas, ya sea por alimentarse de otras especies de *Prosopis* fuera del Monte o por consumir dentro del Monte otras especies vegetales, en especial lo que han denominado el complejo *Prosopis-Acacia-Parkinsonia* (Kingsolver *et al*., 1977). Las especies oligófagas que se alimentan solo de distintas especies de *Prosopis* como caso de los Bruchidae (géneros *Rhipibruchus, Scutobruchus y Pectinibruchus*) o Curculionidae (género *Sibinia*) deberían ser consideradas como biodiversidad exclusiva de *Prosopis* dentro del Monte. Las especies de Bruchidae tienen un fuerte impacto como predadores pre y posdispersivos de semillas. Los taladros, que se alimentan de madera, son principalmente de la familia Cerambycidae, aunque también se encuentran Anobiidae, Bostrichidae y Buprestidae, casi todas polífagas. Algunas especies son de importancia por la magnitud del consumo de madera, por ejemplo, especies del género *Oncideres,* con ataques que pueden llegar al 60% de las ramas. En la floración hay altísima diversidad de organismos vinculados a *Prosopis*. En el estudio de Simpson *et al*. (1977), más de 80 especies visitaron las flores de *Prosopis*. Uno de los géneros de abejas más importantes es *Colletes*, un especialista en algarrobos. Consideramos que las cantidades de especies de fauna asociada a *P. flexuosa* en el Monte están subestimadas ya que estudios parciales llevados a cabo en Mendoza pudieron determinar 210 especies de artrópodos en un solo año de muestreo (Roig y Debandi, datos no publicados). En cuanto a los vertebrados, el recurso más utilizado como alimento son los frutos, aunque algunas especies han sido citadas comiendo hojas y corteza, como *Microcavia* spp. que pueden subirse a las ramas. La rata amarilla (*Phyllotis griseoflavus*) ha sido observada comiendo hojas jóvenes y frutos de algarrobo, y la mara (*Dolichotis patagonum*), que también consume vainas y hojas que se encuentran a baja altura.

El segundo aspecto de importancia de los algarrobos para la fauna es la utilización como sombra, protección o lugar para buscar alimento. En el Monte, la presencia de *Prosopis* y vegetación asociada, influencia en forma positiva el número de especies de pequeños mamíferos en comparación con las áreas ocupadas por *Larrea* (Mares *et al*., 1977). Como refugio, por ejemplo, *Microcavia* spp. durante la mañana y el atardecer se alimenta bajo la copa o las cercanías de los árboles y construyen sus madrigueras bajo ellos. Asimismo, la herpetofauna aprovecha los beneficios de los algarrobos, como refugio y alimento. Algunas especies de reptiles endémicas, como el matuasto del palo (*Leiosaurus paronae*) presentan hábitos arborícolas. También *Prosopis*

constituye un elemento de importancia para la construcción de nidos de las aves, por ejemplo, el águila coronada (*Buteogallus coronatus*) utiliza los algarrobos de gran altura para nidificar. Entre los artrópodos, las arañas presentan una gran abundancia en el período de floración. Aquellas que son tejedoras están casi todo el año, aunque estas especies también se las puede encontrar en otras leñosas (*Senegalia gilliesii y Larrea* spp.).

En cuanto a procesos coevolutivos, existen numerosos ejemplos en los que al menos dos especies han evolucionado a la par. Los más sencillos, de dos especies, son las comedoras de hojas, madera o frutos, en la cual existe coevolución de una adaptación por parte de los herbívoros a los compuestos químicos que va generando la planta como medio de defensa. Hay casos más complejos que involucran tres o más especies. Uno de estos procesos coevolutivos es el conocido *Prosopanche-Hydnorobius-Prosopis* en donde una planta parásita de la raíz de *Prosopis, Prosopanche americana,* posee como polinizadores exclusivos a *Oxycorinidae,* un grupo de Curculionoidae de origen gondwánico. Otro proceso coevolutivo, en donde intervienen cuatro especies, lo constituye un grupo de comedores de hojas de *Prosopis*, las especies de *Megalostomis* (*Chrysomelidae*) que recubren sus huevos con excrementos y los dejan caer al suelo y estos huevos son confundidos por hormigas del género *Acromyrmex* como restos vegetales y llevados al hormiguero, para colocarlos como materia para el crecimiento del hongo de la familia Agaricaceae. Dentro del hormiguero, se desarrolla la larva de *Megalostomis,* secretando substancias químicas que evitan que las hormigas los ataquen. No se sabe si la larva ataca a estados larvales de hormiga, o se alimenta del hongo o los detritos vegetales llevados por las hormigas.

Bosques de *Bulnesia retama (*retamo)

Distribución e importancia ecológica

La especie *Bulnesia retama* (Zygophyllaceae) tiene una distribución disyunta en América del Sur, con una amplia distribución en el Monte y una distribución local en la región de los valles secos del norte del Perú, en la región de Ica. Puede encontrarse dominando estepas arbustivas con un 25 a 45% de cobertura formando retamales o bien acompañando a otras especies leñosas, generando una estructura espacial en parches de vegetación leñosa sobre una matriz de especies herbáceas. Esta matriz puede ser estacional, principalmente anual o efímera (*Euploca mendocina, Sclerophylax arnotii, Portulaca oleraceae, Gomphrena martiana, G. mendocina*), aunque en sitios con mayor disponibilidad de agua pueden encontrarse especies de pastos perennes (*Leptochloa crinita, Setaria* spp*., Pappophorum* spp*., Aristida mendocina*).

El retamo se encuentra en las áreas más secas del Monte, en valles secos, faldeos, piedemontes y valles aluviales desde la provincia de Salta y Catamarca por el norte, hasta las provincias de Mendoza y La Pampa por el sur. Crece sobre sustratos de variada granulometría y sobre suelos de pH neutro a alcalinos, cubriendo un área aproximada de 6.400.000 ha en un rango altitudinal de más de 2000 m (Tinto y Pardo, 1957). La especie forma retamales más o menos puros de más de 35% de cobertura en las provincias de San Juan y Mendoza. Esta especie tiene en gran parte de su distribución porte arbustivo; sin embargo, en estas provincias alcanza porte arbóreo con fustes de hasta 50 cm de diámetro basal y hasta 6 m de altura (fig. 8.4). Esos bosques han tenido tradicionalmente uso forestal. La densidad de estas poblaciones varía en función de la disponibilidad de agua y de la historia de uso. En tres sitios de San Juan y Mendoza se encontraron densidades entre 250 y 400 ind.ha^{-1} .



Figura 8.4. Individuo de retamo de porte arbóreo en San Juan (Foto E. Pucheta).

Por lo general, *B. retama* se encuentra en áreas de baja productividad, consideradas marginales para la producción pecuaria y utilizadas para la ganadería extensiva de cabras (Villagra *et al*., 2009; Gatica, 2015). Es una de las especies que más tolera al estrés hídrico (Ribas-Fernández, 2016), además de presentar plasticidad en rasgos del xilema relacionados a la aridez (Melián Navarro, 2016). Estas características les permiten a estos bosques responder y tolerar el clima de la región, pudiendo desarrollarse a partir del agua de las precipitaciones locales, independizándose del agua freática (Jobbágy *et al*., 2011).

El retamo es una especie clave en los desiertos arenosos, donde su presencia permite la formación de suelos de mayor fertilidad y capacidad de descomposición de la materia orgánica (Pucheta *et al*., 2006). Además, promueve la diversidad de especies del banco de semillas germinable, principalmente de especies nativas, e influye sobre la presencia de especies en forma diferencial según sus rasgos funcionales (Rolhauser *et al*., 2013; Rolhauser y Pucheta, 2016).

Esta especie posee una madera de apreciado valor debido a su dureza y baja descomposición aún enterrada, lo que la hace buena candidata para ser usada como estacones y postes para viñedos. Está considerada como una especie de madera dura, con una densidad de 0,7 a 0,8 $g.cm^{-3}$, pudiendo mostrar valores de hasta 0,93 en sitios muy áridos (Martínez-Cabrera *et al*., 2009; Iglesias *et al*., 2012; Melián Navarro, 2016).

De sus tallos más jóvenes se obtiene cera que es usada en cosmetología. El contenido de cera responde a una reacción fisiológica de la planta al estrés hídrico, siendo muy escasa bajo condiciones de riego. La máxima producción de cera se da en ramas entre 2 y 3,5 mm de diámetro, reduciéndose a menos del 1% en ramas mayores a 10 mm. Este uso en la zona hiperárida de Calingasta e Iglesia produjo un fuerte impacto en sus poblaciones. Por otro lado, esta especie se usa con éxito para revegetar zonas áridas degradadas por actividades agrícolas o industriales en los piedemontes precordilleranos (Tinto y Pardo, 1957; Dalmasso y Llera, 1996; Márquez *et al*., 2014).

Consideraciones sobre el potencial de recuperación de retamales

En base a las observaciones realizadas sobre el uso forestal de la especie en retamales de San Juan y Mendoza, se considera que las poblaciones estudiadas se recuperan muy lentamente luego de la tala. La mayor parte de los individuos actualmente no alcanza a superar los 20 cm de diámetro y rara vez se observan individuos con diámetros mayores a los 30 cm, lo que impacta sobre la capacidad de producción de semillas, la única fuente para la regeneración de la especie.

En lo que respecta a su capacidad de regeneración desde el banco de semillas, el control más importante de la germinación y el establecimiento de nuevas plantas lo representan las precipitaciones. Cuando el agua disponible en el suelo supera cierto umbral (lluvias por encima de la media histórica), se observan eventos de germinación y establecimiento más importantes. Además, el pastoreo plantea una limitación importante para el establecimiento de las plantas, aun en condiciones de disponibilidad de agua en el sistema. La presencia de arbustos y la exclusión de los herbívoros favorecen el establecimiento de plantas. Dadas las condiciones especiales para la regeneración natural de la especie, su gran sensibilidad al pastoreo en estado de renoval y su baja resiliencia luego de este disturbio, se deben extremar los medios para su conservación y la de los servicios ecosistémicos que presta.

En el cuadro 2 se analizan detalladamente los factores que controlan las distintas etapas del ciclo de dispersión de esta especie.

Los Bosques de *Ramorinoa girolae* (chica)

Características generales y distribución

La chica es una especie leñosa endémica de la ecorregión del Monte que se encuentra exclusivamente sobre ambientes montañosos y algunos sectores aluvionales asociados a las sierras. Está presente en las provincias de La Rioja, San Juan y San Luis en el cuadrante geográfico delimitado por los paralelos 29° 40´; 32° 32´ S y meridianos 68° 12´; 67° 15´ W. Las poblaciones de chica se encuentran entre los 1000 y 2400 m.s.n.m. en su distribución norte, disminuyendo la altitud del piso de ocupación inferior a medida que se desciende en latitud: a partir de los 900 m.s.n.m. en las poblaciones al sur de la sierra de Pie de Palo (San Juan) (31º 41´S) y hasta los 700 m.s.n.m. en el caso de su extremo de dispersión sur en el Parque Nacional Sierra de las Quijadas (San Luis) (32º 30´S) (Zapata, 2017).

Es una especie de porte arbustivo o arbóreo de hasta 10 metros de altura, de copa globosa, áfila, con tallos fotosintetizantes cubiertos de cera que le otorgan las características xerófilas. La brotación ocurre al inicio de la primavera y la floración en forma simultánea o inmediatamente después, entre los meses de octubre y noviembre. Las flores, reunidas en racimos axilares, son de color amarillo. Cada inflorescencia da origen a 1-5 frutos en forma de legumbre leñosa, indehiscente, extremadamente dura y resistente (Gómez Sosa, 1994; Demaio *et al*., 2002). Cada legumbre mide hasta 7 cm de longitud, por 4 cm de ancho y 2,5 cm de espesor. Por su particular estructura, las semillas permanecen en el interior de la legumbre por largo tiempo (Gómez Sosa, 1994). Los frutos maduran hacia el otoño a partir de marzo y permanecen en la planta por largo tiempo, desprendiéndose paulatinamente a lo largo del año. Pueden observarse, en los árboles, frutos del año y la temporada anterior aun en la misma rama (Zapata, 2017).

Estructura forestal y ecología

Desde el punto de vista ecosistémico, se mencionan para estos bosques funciones de protección de cuencas, control de la erosión (Meglioli *et al*., 2012), provisión de alimento y generación de hábitat para la fauna silvestre (Femenía y López, 2004). Estos autores también indican que posee un alto valor como especie melífera. Las semillas son consumidas naturalmente en grandes cantidades por dos depredadores naturales: A*nypsipyla univitella*, un pirálido de la subfamilia Phycitinae (Zapata, 2017) y un roedor *Octomix mimax* (Rodentia, Octodontidae) (Campos *et al*., 2013; Papú *et al*., 2015).

Las poblaciones de chica difieren en sus características poblacionales conforme las características del sitio forestal, así se encuentran individuos dispersos sobre las laderas montañosas hasta rodales con densidades mayores de entre 50 a 120 $ind.ha^{-1}$ en quebradas o bolsones interserranos (Hadad *et al*., 2014;

Zapata, 2017). Es de notar la gran heterogeneidad espacial que posee la distribución de la especie, con poblaciones aisladas y fraccionadas internamente, por lo que distintos sitios de muestreo, aún en un área cercana, pueden ofrecer valores disímiles de densidad arbórea. Se ha observado una baja densidad de ejemplares de etapas juveniles y la ausencia de renovales y plántulas en la estructura de muchas poblaciones (Hadad *et al*., 2014; Zapata, 2017). El crecimiento diamétrico anual promedio de la especie es de 2 mm.año^{-1}, identificándose ejemplares de gran longevidad (estimados en más de 600 años) que presentan las clases diamétricas superiores de todas las poblaciones naturales (fig. 8.5) (Zapata, 2017).

La especie se multiplica naturalmente a través de sus semillas y, en forma agámica, a partir del enraizamiento de ramas de los individuos que se postran sobre el suelo (Hadad *et al*., 2014). Los factores que distribuyen los frutos y semillas y su disposición sobre el terreno son la gravedad, los escurrimientos pluviales y los roedores al trasladar los frutos (Zapata, 2017).

La restringida distribución geográfica y gran fragmentación espacial, el lento crecimiento, la poca resistencia a los incendios, la escasa regeneración natural en muchas poblaciones y los daños registrados del ganado doméstico sobre las plantas hacen que, para muchos autores, *R. girolae* califique como una especie en riesgo o para ser considerada como vulnerable (Demaio *et al*., 2015; Zapata, 2017).



Figura 8.5. a) Ejemplar de *Ramorinoa girolae* varias veces centenario en Talampaya (La Rioja). byc) Detalle de flores y frutos de la especie (Fotos: R. Zapata).

8.1.3 Otros bosques de tierras áridas

Asociados a la región forestal del Monte, aunque en zonas de ecotonos con otras ecoregiones, se encuentran otros bosques de tierras áridas con importantes funciones ecosistémicas y silvícolas. En los cauces del piedemonte de la Cordillera aparecen bosques en galería, entre los que se destacan los de maitén o chacay con una gran importancia como protectores de cuenca (ver cuadro 3). Por su parte, en los valles y quebradas del noroeste argentino, en zonas incluidas en la región de la Prepuna (Cabrera 1976), se encuentran los bosques de *P. ferox,* tradicionalmente usados por los pobladores locales como fuente de madera y combustible (ver cuadro 4).

8.2 Manejo tradicional e historia de uso del bosque del Monte

8.2.1 La generación de conocimiento sobre el bosque nativo en el Monte

Como es lógico en la construcción del conocimiento, los primeros estudios que han abordado el bosque nativo lo han hecho buscando conocer su estructura, funcionamiento y relaciones ecológicas, sin ahondar en la relación sociedad-naturaleza. Actualmente, no es posible concebir el bosque como una entidad biológica aislada, sino en su contexto de uso con los grupos sociales que lo consideran un recurso y que han coevolucionado con el mismo. Esto se ve reflejado en la producción académica que aborda el uso del bosque nativo en el Monte.

El análisis de la producción científica permite identificar tres grandes etapas, todas ellas muy recientes, en el abordaje de la relación sociedad-naturaleza con foco en el uso del bosque nativo. La primera etapa surgió a finales del siglo XX, en la década de los 70 hasta mediados de los 80. En ella se reflejan los esfuerzos iniciales para comprender la relación entre el ambiente y la sociedad, analizando las dimensiones humanas y culturales, y describiendo las formas de vida de los habitantes de las tierras secas del norte y del centro del Monte (Abraham, 1979; Triviño, 1980; Abraham *et al*., 2009). En la segunda etapa, que abarca desde los años ochenta hasta finales del siglo XX, los trabajos se dirigieron a destacar la degradación de mediano y largo plazo, a partir del abordaje de la historia ambiental. Permiten el reconocimiento de diferentes períodos en el proceso de ocupación del espacio y uso de los recursos naturales desde la época indígena hasta nuestros días (Abraham y Prieto, 1981; Prieto y Abraham, 1998, 2000). La tercera etapa, desde finales del siglo XX hasta la fecha, muestra el predominio de los análisis sistémicos, con contribuciones que estudian la desertificación, teniendo en cuenta las dimensiones socioeconómicas y desarrollando sistemas integrales de evaluación (Abraham, 2003; Abraham *et al*., 2006). Además, se incluyen análisis de variables sociales complejas y de las estrategias de desarrollo local (Pastor *et al*., 2005; Rubio, 2015; Rubio *et al*., 2017).

8.2.2 Etapas del uso de los recursos del bosque nativo

La comunidad vegetal más importante en el norte y el centro de la región del Monte ha sido el bosque abierto de *Prosopis flexuosa* (algarrobal), constituyendo la fuente de subsistencia de numerosas comunidades humanas durante siglos, aún utilizada en la actualidad por la población local (Abraham y Prieto, 1981, 1999; Alvarez y Villagra, 2009). La presencia humana ha sido constante en los últimos milenios y ha generado una importante interacción con el bosque. Sin embargo, la forma en que se ha usado ha cambiado a lo largo del tiempo, lo que permite distinguir grandes etapas de uso del bosque nativo. Durante el extenso período prehispánico, el bosque fue la fuente de recursos por excelencia de los pobladores originarios. Se utilizaba fundamentalmente como proveedor de alimento, de sombra, y leña para uso doméstico, con un fuerte valor cultural y espiritual. Con la llegada de los españoles a mediados del siglo XVI comienza una serie de cambios en el uso del suelo y de los regímenes de disturbios con impacto sobre la estructura y distribución del Monte (ver capítulo 4). El uso de productos no maderables ha sido constante desde los primeros tiempos descriptos (aunque con pulsos e intensidades diferentes). En la figura 8.6, se pueden observar los patrones espaciales y temporales de los principales procesos de uso y disturbios en el Monte (Villagra *et al.*, 2009). Como puede verse, además de etapas temporales en la utilización de los recursos, se registra variabilidad espacial en su uso, siguiendo un patrón latitudinal vinculado a las diferentes potencialidades de cada sector del Monte.

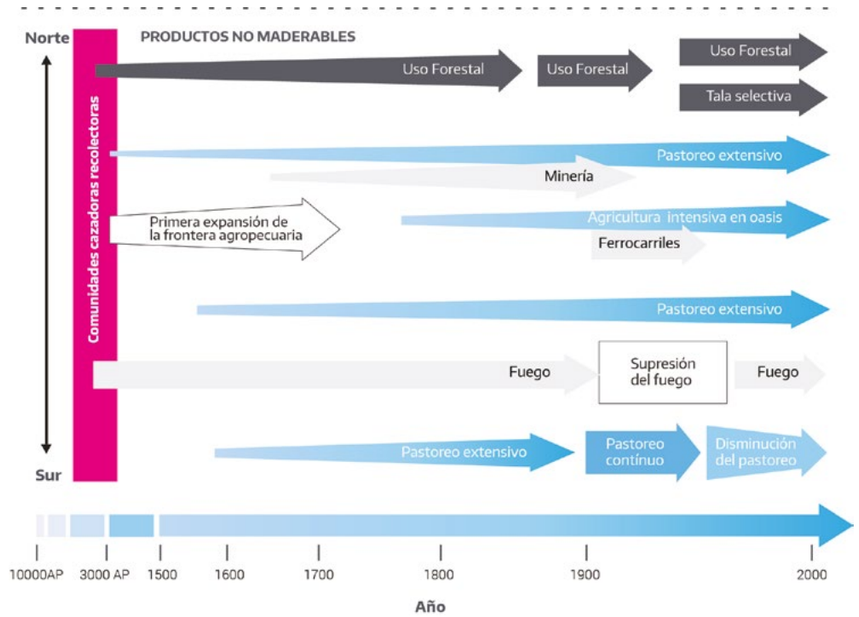


Figura 8.6. Esquema de los principales procesos de uso y disturbios en el Monte (adaptado de Villagra *et al.*, 2009). Se destacan los diferentes cambios y persistencias en las perturbaciones a lo largo del tiempo (en el eje horizontal), mientras en el eje vertical se indica la distribución latitudinal donde cada proceso ha sido más pronunciado.

A pesar de que la madera del Monte fue utilizada en la región desde que las primeras comunidades prehispánicas se asentaron en la zona, la incidencia de este uso en los bosques fue baja hasta mediados del siglo XIX. La agricultura bajo riego adquirió mayor dimensión y comenzó a competir espacialmente con el bosque recién hacia fines del siglo XVIII. La demanda de productos forestales por parte del modelo agroindustrial vitivinícola y la llegada del ferrocarril, especialmente en San Juan y Mendoza, produjeron intensos cambios después de 1850. Durante este período, se tienen registros de la aplicación de tala rasa en grandes extensiones de bosques a lo largo de la traza del ferrocarril para la obtención de carbón y leña, y postes para la conducción de los viñedos (Abraham y Prieto, 1999; Abraham, 2001).

Para la misma época, los recursos forestales nativos del Monte de La Rioja y Catamarca fueron aprovechados intensamente para uso minero en yacimientos como Famatina y Capillitas (Rojas, 2013a). El siglo XX comenzó con la instalación de los ferrocarriles en el oeste de La Rioja y Catamarca, y su consecuente impacto en el bosque, aunque fue menor al producido en Cuyo (Rojas, 2013a). A mediados del siglo XX, en el sector norte del Monte, empiezan a difundirse normas y métodos de manejo que regulan la tala, comenzando con el corte selectivo de algarrobos con el objeto de abastecer la demanda de madera para muebles, parquet, viviendas y construcciones (fig. 8.6). Sin embargo, esto no significó necesariamente una disminución del disturbio en números absolutos, sino que ha persistido un uso forestal no regulado y no planificado que convive con diferentes métodos de tala selectiva. En general, podemos afirmar que, con o sin regulación, el algarrobal ha sido utilizado sin ajustar la tasa de extracción a su tasa de productividad.

Otra diferencia entre el norte y el sur es la forma en que se ha desarrollado el pastoreo extensivo. Mientras en el norte se registró un crecimiento en los últimos siglos casi siempre con criterios de manejo tradicionales, recién a fines del siglo XVIII se produce la llegada del ganado caprino y ovino al sur de Mendoza. En estos territorios, desde principios del siglo XX, se produjo un gran impacto por el pastoreo continuo (sin rotación) en ciertas áreas del centro este y sureste mendocino. La erupción del Quizapú, en 1932, produjo una decadencia de dicho modelo ganadero (Abraham y Prieto, 1993), que se recuperó con grandes cambios durante los últimos años del siglo XX. Esto implicó la expansión de la modalidad ganadera de tierras secas, incluyendo la ganadería vacuna, con mayor tecnología, y apuntando a una economía de mercado. Esto es muy evidente en el departamento mendocino de General Alvear, producto del desplazamiento de la ganadería desde zonas más productivas.

Un aspecto a destacar son las modificaciones en el régimen de fuegos y sus efectos sobre las comunidades. Mientras que, en los sectores más secos del Monte, con precipitaciones inferiores a 200 mm de media anual, los incendios no son comunes por falta de combustible fino; en el sector con precipitaciones superiores a ese valor, este disturbio es un modelador de la estructura del bosque, y la modificación de su régimen trajo como consecuencia cambios estructurales en las comunidades vegetales. En la región de General Alvear (Mendoza), la frecuencia de incendios ha aumentado en los últimos 50 años, generando una simplificación de la estructura forestal (Cesca *et al.*, 2014). Por el contrario, en la región austral del Monte, la introducción del ganado ovino redujo la carga de combustible fino, disminuyendo la frecuencia de fuegos y permitiendo la arbustización del sistema (fig. 8.6) (Villagra *et al.*, 2009).

Actualmente, en la región del Monte coexisten dos grandes formas de organización socio económica. Una está orientada exclusivamente al mercado, basada en la agricultura intensiva, desarrollada principalmente en oasis irrigados altamente productivos, y una ganadería vacuna en constante expansión, en las tierras no irrigadas en los sectores con mayores precipitaciones. La otra se basa de manera predominante en actividades de subsistencia, como la ganadería extensiva, principalmente ovina y caprina, y el aprovechamiento de productos forestales maderables y no maderables. Los bosques nativos del Monte se encuentran actualmente en territorios que han sido considerados marginales (Abraham y Prieto, 1981), invisibilizados (Montaña *et al*., 2005) o integrados a los territorios de regadío, pero en condiciones de subordinación al uso del suelo para el desarrollo agrícola (Torres *et al*., 2005). Estos bosques presentan densidades de población menores a 0,7 hab.km^{-2}, con un tipo de poblamiento aislado, disperso, en puestos o establecimientos ganaderos de subsistencia o a veces agrupados en pequeños poblados (ver cuadro 5). En las tierras secas no irrigadas, el uso ganadero integrado al bosque nativo es el más difundido, complementado con el uso de leña para cocción de alimentos, calefacción, y su comercialización en otras ciudades de la región. Otro uso importante de las tierras secas no irrigadas es el relacionado con la exploración y explotación petrolera, y los usos de conservación, recreación y turismo.

La forma de ocupación del territorio es diferente hacia el norte de San Juan en relación con las grandes llanuras secas de Mendoza. Hacia el norte, los bosques suelen estar concentrados en los mismos valles o bolsones donde se realizan las actividades agrícolas. En ellos, la disponibilidad y calidad de agua, tipo de suelos y pendientes poco pronunciadas hacen que los poblados o ciudades y la actividad agrícola irrigada compitan con el bosque nativo y éste sea eliminado. Como ejemplo, los poblados de Fiambalá, Medanitos, Saujil, Anillaco y El Puesto, y sus áreas irrigadas, se encuentran instalados sobre antiguos algarrobales, pudiendo observarse relictos de esta especie dentro de los pueblos. Respecto al Bolsón de Pipanaco, en las grandes extensiones ocupadas por bosques, primero se registró un uso minero, luego forestal de tipo extractivo, y años después un uso agrícola (Morláns, 1998). Otro caso particular, es el valle del Bermejo en San Juan, donde la extracción de cera, leña y postes de retamo, han sido las actividades predominantes, las cuales se vieron favorecidas por la llegada del ferrocarril (Karlin *et al*., 2017a; Agüero *et al*., 2019). En las últimas décadas se han establecido emprendimientos agropecuarios a partir del aprovechamiento de recursos hídricos subterráneos e incentivos fiscales (diferimientos impositivos), especialmente relevantes en las provincias de San Juan, La Rioja y Catamarca.

En las llanuras de la zona central del Monte, los oasis irrigados han remplazado algunos algarrobales; sin embargo, la mayor extensión de los mismos y las limitaciones en la disponibilidad de agua para riego, que constituyó un freno para el desarrollo de los cultivos agrícolas, han permitido la permanencia de bosques y su convivencia con las actividades ganaderas. Por su parte, las llanuras del sureste de Mendoza presentan mayores precipitaciones que el resto del Monte y exhiben una ganadería vacuna en constante expansión en el área, por el desplazamiento de la actividad ganadera de la región chaco-pampeana.

En síntesis, para lograr comprender la historia del uso del bosque en el Monte, es necesario tener en cuenta que, en los procesos de competencia por el uso del suelo, el bosque ha sido el recurso que ha perdido. Esto queda de manifiesto al analizar los usos agrícolas en las tierras irrigadas, en donde el recurso bosque ha desaparecido por los procesos de transformación territorial. Estos procesos han sido lo suficientemente fuertes y sostenidos en el tiempo como para ejercer influencia fuera del área cultivada, generando fenómenos de degradación del bosque primitivo, por el abastecimiento de productos forestales o maderables tanto a la actividad urbana, agrícola y de servicios como el ferrocarril, en forma de leña, carbón, postes y madera.

8.2.3 La degradación del bosque nativo del Monte

Los primeros estudios sobre el estado de desertificación en el Monte concluyen que una alta proporción del territorio presenta entre un moderado y alto estado de degradación como consecuencia de la presión antrópica y la fragilidad del sistema (Roig *et al*., 1991; del Valle *et al*., 1998). En el Monte, la aridez, la susceptibilidad a los procesos erosión hídrica y eólica, y de salinización, son las principales características que contribuyen a la fragilidad del sistema; mientras que, la presión del ganado, la tala y la modificación de régimen de ocurrencia de incendios son las principales presiones antrópicas en las áreas no irrigadas (Abraham *et al*., 2017). Los bosques del Monte presentan diferentes estados de degradación, pero todos se caracterizan por un marcado retroceso en su extensión y modificación de la estructura. Estas pérdidas de superficies boscosas han sido el resultado de los sistemas de reemplazo (agricultura y urbanización) y del fuerte impacto que tuvieron actividades extractivas indiscriminadas y ganaderas no controladas. Estos degradaron las condiciones funcionales propias de estos ecosistemas lábiles e impidieron procesos de recomposición natural, dando como resultado la simplificación del ecosistema boscoso y, en casos extremos, territorios desprovistos casi de vegetación y con fuertes procesos erosivos. Esto produce costos sociales importantes ya que, si bien el valor económico de los recursos madereros en estos sectores boscosos es bajo en relación con el valor que presentan en otras regiones forestales del país, su valor es sumamente elevado por los bienes y servicios que brindan a la sociedad, destacándose aquéllos vinculados a las poblaciones locales. El sistema extractivo inadecuado, sumado a la actividad ganadera extensiva sin adecuación a la dinámica de los recursos naturales, condujo a la degradación de los rodales boscosos. La falta de control necesario de los organismos competentes, sumado a la problemática de la tenencia de la tierra, también ha contribuido a estos procesos de deterioro.

8.2.4 Estrategias de conservación y manejo sostenible del bosque nativo

Ante la visible pérdida del bosque como recurso, la República Argentina respondió con instrumentos legales para detener estos procesos. Un instrumento básico y esencial, que marcó un hito en la historia del manejo forestal de nuestro país, lo constituye la Ley n° 13.273 de Defensa de la Riqueza Forestal, sancionada en 1948. En ella se establece la distribución de las competencias en materia forestal entre Nación y provincias, teniendo como principal objetivo la conservación de los recursos forestales del país (Fermani y Rubio, 2011). Dado que este

instrumento no estaba orientado específicamente al manejo sostenible del bosque nativo, y ante la expansión de la frontera agropecuaria, la ley no fue suficiente para detener la pérdida y degradación del bosque nativo. El reclamo social por esta pérdida hace que, en el año 2007, fuera sancionada la Ley Nacional n° 26.331 de Presupuestos Mínimos de Protección Ambiental de Bosques Nativos de la República Argentina. En ella se establecen los presupuestos mínimos de protección ambiental que las provincias deben procurar para el enriquecimiento, la restauración, la conservación, el aprovechamiento y el manejo sostenible de los bosques nativos y de los servicios ambientales que estos brindan a la sociedad (ver capítulo 5). De la aplicación de esta norma en la provincia biogeográfica del Monte, surgen 3.807.188,62 ha bajo alguna de las categorías de protección establecidas (ver figura 5.2, capítulo 5).

Por su particular valor como ejemplo de manejo de bosque en tierras secas, su posibilidad de extrapolación a otras áreas, y por haber sido generada de manera participativa entre el sector científico-tecnológico, gubernamental y con los actores sociales vinculados al bosque nativo, se describe a continuación la situación de las políticas tendientes a la conservación del bosque nativo en la provincia de Mendoza. Ante el deterioro del bosque nativo de Mendoza, se destacan dos tipos de iniciativas desde el sector gubernamental y el sector científico-tecnológico, tendientes a frenar este proceso de degradación y a lograr la recuperación del bosque. En primer lugar, aparece la creación de áreas protegidas en territorios de vocación forestal, como la Reserva de Ñacuñán, nacida en la década del 60 como reserva forestal para la protección del bosque de algarrobos, y que bajo la administración del IADIZA, evolucionó a Reserva de Biosfera. Esta pequeña porción de territorio mendocino se convirtió en un área testigo de generación de conocimientos sobre el bosque, de implementación y manejo de áreas protegidas y de la necesidad de fortalecer las relaciones con las comunidades locales. Posteriormente, en la década del 80, se creó la Reserva Natural y Cultural Bosques Telteca, en el departamento de Lavalle. Esta estrategia de conservación estuvo acompañada con la formulación de normativa, tanto provincial como nacional, que hizo más efectiva la protección y el manejo sostenible del bosque nativo. Desde mediados del siglo pasado ya se advertía la necesidad de terminar con el uso de leña para fines comerciales, lo que dio origen en una primera instancia a la regulación de la extracción a través de planes dasocráticos y guías de extracción hechos por profesionales y aplicados al territorio forestal, y posteriormente, a la prohibición completa de extracción de leña, salvo para consumo doméstico de los pobladores locales (recolección de leña campana o muerta).

En el año 2010, con el objeto de proteger los bosques nativos situados en la provincia, y de acuerdo a lo dispuesto por la Ley Nacional nº 26.331 de Presupuestos Mínimos de Protección Ambiental de los Bosques Nativos, la provincia de Mendoza sanciona la Ley Provincial n° 8195. Esta norma aprobó el ordenamiento territorial de los bosques nativos, procedimiento basado en un sistema de evaluación multicriterio (Villagra *et al*., 2010a). Los criterios de sostenibilidad en los que se fundamenta abordan de un modo integral aspectos sociales, técnicos, económicos y jurídicos, ligados a la utilización y conservación del bosque (Fermani y Rubio, 2011). Como resultado de la implementación de esta modalidad de conservación se alcanza una superficie protegida de 2.000.000 ha de bosque nativo (Ley provincial nº 8195/10). Estas estrategias de conservación y sus perspectivas de crecimiento y consolidación deben ser evaluadas en el contexto de los incipientes procesos de ordenamiento territorial de Mendoza (Ley nº 8051/09).

De acuerdo a lo dispuesto en el art. 16° de la Ley n° 26.331, para realizar todo tipo de intervención en un área poseedora de bosques nativos, es necesario contar con el instrumento de planificación específico (Decreto Reglamentario n° 91/09). En este sentido, es importante destacar la figura del Plan de Manejo Sostenible (PMS) y Plan de Conservación que prevé dicha normativa. Según lo establecido en su art. 4°, el PMS es un documento técnico que *"sintetiza la organización, medios y recursos, en el tiempo y el espacio, del aprovechamiento sostenible de los recursos forestales, maderables y no maderables, en un bosque nativo o grupo de bosques nativos, para lo cual debe incluir una descripción pormenorizada del terreno forestal en sus aspectos ecológicos, legales, sociales y económicos y, en particular, un inventario forestal con un primer nivel de detalle tal que permita la toma de decisiones en cuanto a la silvicultura a aplicar en cada una de las unidades de bosque nativo y a la estimación de su rentabilidad"*.

En el Monte se localizan 223 planes de bosques nativos (PBN) al año 2017, de los cuales 157 planes corresponden a la categoría de manejo sostenible, 42 de conservación y 24 a proyectos de formulación, representando un 70,4%, 18,84% y 10,76% del total, respectivamente. La modalidad de PBN más extendida es la silvopastoril con 132 planes. Los PBN declarados en el Monte –tanto concluidos como en ejecución–, presentan una superficie predial total de 2.985.777,38 ha, de las cuales 2.029.466,13 ha, corresponden a la superficie afectada al plan.

Efecto de la aplicación de la ley sobre los retamales de la provincia de San Juan

Debido a su importancia ecológica y a su vulnerabilidad frente a la tala, *Bulnesia retama* ha sido incluida en los planes de conservación y manejo del Programa de Bosques Nativos de la Secretaría de Estado de Ambiente y Desarrollo Sostenible (SEAyDS) del gobierno de San Juan, donde se encuentra su principal área de distribución. Para la evaluación del efecto de la aplicación de la Ley nº 26.331, se evaluaron las actas de infracción realizadas por la SEAyDS en un período de 5 años, registrándose, a partir del año 2011, una disminución en el número de postes de retamo incautados. A partir del año 2015, donde se incautaron un poco más de 200 estacones, la cantidad de postes transportados disminuyó hasta menos de 50 en el último año. En este sentido, se considera que la aplicación de la ley ha tenido un efecto muy favorable sobre la conservación de la especie debido al apoyo económico a los diferentes proyectos de manejo y conservación y a la intensificación de los controles por parte de la autoridad de aplicación, sumado a una disminución de la demanda (Fuente: SEAyDS, provincia de San Juan).

8.3 La silvicultura en el Monte

8.3.1 Potencial forestal y uso actual de los bosques del Monte

Las prácticas productivas posibles en bosques secos comprenden desafíos de obtener productos del bosque y, a la vez, mantener los procesos necesarios para asegurar la conservación de servicios ecosistémicos. Esto no es sencillo en sitios con reducida tasa de regeneración y baja productividad. Sin embargo, ya mencionamos que estos bosques constituyen la principal fuente de recursos madereros y no madereros para los habitantes locales. Como premisa inicial, para hablar de los bosques y la silvicultura en la región forestal del Monte podemos afirmar que son escasos los casos donde se han aplicado prácticas, técnicas o métodos que sugieran un manejo o gestión forestal formal. La principal crítica es el escaso control y monitoreo, que resulta en falta de información valorada de los impactos de la aplicación de las prácticas tradicionales sobre el bosque (F.A.O., 2007).

Las prácticas desarrolladas en el bosque deberían responder, por un lado, al estado de conservación a nivel poblacional e individual, las tasas de crecimiento y la bioforma de la especie en cada población intervenida y, por el otro, a las demandas, necesidades y objetivos de manejo que tengan los pobladores locales. En las zonas áridas argentinas, la presión de uso sobre los recursos del bosque ha sido excesiva y aplicada sin un ordenamiento forestal (Karlin y Díaz, 1984).

La descripción estructural del bosque y el estado de conservación conforman la base de cualquier proyecto de manejo. En el Monte, los cambios estructurales a lo largo del gradiente latitudinal descriptos en el apartado 8.1.2, sumado a la condición particular de cada rodal, determinan límites para el aprovechamiento productivo del bosque. Estos cambios incluyen no solo diferencias en la forma, densidad y tamaño, sino también en crecimiento y productividad forestal, variando entre 1,3 $m^3\ ha^{-1}año^{-1}$ en Pipanaco, 0,2 $m^3\ ha^{-1}\ año^{-1}$ en Telteca y 0,1 $m^3\ ha^{-1}\ año^{-1}$ en Ñacuñán. Estos datos indican que el bajo crecimiento leñoso, sumado al hábito de crecimiento decumbente y la multifustalidad, restringen el uso forestal de los bosques del sur, mientras los del norte tienen posibilidad de manejo forestal maderero (Villagra *et al*., 2005a). Por otro lado, en el apartado 8.2, se analizó que la utilización histórica de madera, en muchos sitios, se hizo a tasas de extracción más altas que las tasas de recuperción, generando situaciones de degradación que limitan aún más las posibilidades de aprovechamiento.

En la tabla 8.2 se sintetizan las prácticas silvícolas identificadas, las principales especies forestales existentes en cada bosque, los productos forestales madereros y no madereros que se obtienen actualmente de los algarrobales del Monte. Se observa que la variedad de productos y formas de utilización del bosque responde tanto a las diferencias estructurales de los bosques como a decisiones socioculturales de cada región.

Tabla 8.2. Tipos de uso actual, especies forestales y prácticas silvícolas aplicadas y en evaluación en las distintas unidades boscosas del Monte.

Unidades boscosas	Prácticas silvícolas[1]	Especies forestales[2]	Productos forestales[3]	Uso pastoril[4]	Otros usos[5]	Referencias
Valles Calchaquíes	S	*P. flexuosa, P. chilensis P. alba P. nigra P.ferox*	P, R, L, M	V, C	T	(Calzon *et al.*, 2008)
Belén	-------	*P. flexuosa*	P, R, L, M	C, V, M		(Rojas, 2013b)
Pipanaco	S, OTBN	*P. flexuosa B. retama*	P, R, L, M, C	V, M		(Villagra *et al.*, 2005a)
Fiambalá	S, OTBN	*P. flexuosa*	P, R, L, M	C, M	T	(Alvarez *et al.*, 2016)
Tinogasta	---------	*P. chilensis*	s/d			(Rojas, 2013b)
Vinchina	r	*P. flexuosa*	P, R, L	C, V, M		(Alvarez *et al.*, 2016)
Villa Unión	r*, S, sm	*P. flexuosa*	P, R, L, M	C, V, M	T	(Alvarez *et al.*, 2016)
Chilecito	------	*P. flexuosa, P. chilensis*	P, R, L, M	C, V,		(Rojas, 2013b)
Jáchal-Huaco (La Ciénaga)	AP	*P. flexuosa P. chilensis*	s/d	V, M, C	T	(Gil., 2013)
Jáchal-Huaco (Monte Grande)	OTBN	*P. chilensis P. flexuosa*	L	C, M		(Gil., 2013)
Bermejo	S, sm	*B. retama P. flexuosa P. chilensis*	P, R, L	C	T, H	(Agüero *et al.* 2019)
Telteca	S, sm, r*, OTBN	*P. flexuosa B. retama*	P, L	C, V, M	T, J, H	(Alvarez, 2008; Alvarez *et al.*, 2011b)
La Paz	S, pd, OTBN	*P. flexuosa P. caldenia*	P, R, L	V		(del Olmo, 2010)
Ñacuñán	S, OTBN, LP, r*	*P. flexuosa B. retama*	P, L	V	H	(Villagra y Villalba, 2001); (Villagra *et al.*, 2005a)
San Rafael, General Alvear	S, OTBN, LP, r	*P. flexuosa*	L	V	A	(Cesca *et al.*, 2014)

1 S: prácticas silvícolas (poda de formación, raleo), OTBN: existencia de planes de manejo o conservación en el marco del ordenamiento territorial de bosques nativos de la provincia, LP: limpieza de picadas corta fuego, pd: planes dasocráticos, sm: sin manejo, r: manejo del rebrote, r*: estudios de manejo de rebrote en áreas experimentales, AP: área protegida.
2 Especies forestales en orden de importancia por abundancia.
3 Productos forestales: P: postes, R: rodrigones/esquineros, L: leña, M: madera de aserrío, C: carbón, s/d: sin datos.
4 Tipo de ganado: vacuno (V), caprino (C) y mular (M).
5 Otros usos: T: turismo, H: producción harina de algarroba, J: cosecha de junquillo, A: uso apícola del bosque.

Algarrobales del norte del Monte (al norte de 30 °S)

Los atributos estructurales y funcionales de los algarrobales de Catamarca, La Rioja y Valles Calchaquíes hacen que sea posible planificar actividades de uso forestal maderero. En general, el uso fue de carácter meramente extractivo en la que podemos mencionar la cosecha de madera en forma de vigas y rollizos para madera. Aquí se citan la instalación en varios bosques de algarrobo de aserraderos para la producción de parquets y tablas para la construcción de muebles. En muchos de estos casos, esta industria fue abandonada por la falta de materia prima necesaria para elaborar los productos, quedando rezagada a productos obtenidos de árboles de menor tamaño y baja calidad, representada por pequeñas carpinterías que elaboran muebles rústicos de algarrobo. En la actualidad, la mayor cantidad de madera extraída se destina a leña (tabla 8.2). En algunos sitios se mantiene la producción de carbón por técnicas tradicionales (fig. 8.7), mientras que la actividad ganadera bajo bosque trasciende todas las localidades, variando el tipo ganado y la cantidad de animales según las diferentes regiones.

Un aspecto importante a considerar es que dentro de cada unidad boscosa existe variabilidad espacial que determina distinta disponibilidad y potencial forestal; por ejemplo, en Villa Unión la disponibilidad de madera es un orden de magnitud mayor en el bosque denso (BD) (40,7 m^2 ha^{-1} de área basal) que en el bosque ralo (BR) (4,3 m^2 ha^{-1}). Podríamos decir que el BD de Villa Unión corresponde a los algarrobales más productivos de biomasa leñosa, en valores similares a otros bosques norteños, mientras que el BR es similar a los del Monte central y zona sur (Alvarez *et al*., 2016).

Desde el punto de vista de la disponibilidad de recursos forestales, los bosques del norte del Monte presentan una mayor cantidad de árboles maderables (>35 cm de diámetro basal). La cantidad de productos forestales registrados muestran una relativamente importante disponibilidad tanto en bosques densos como ralos (Alvarez *et al*., 2015). El manejo actual comprende la extracción de postes, que se produce extrayendo ramas de forma erecta que llegan a las dimensiones requeridas en los diferentes tipos. Las cinco medidas comerciales más comunes en el área son: viga o madera para aserrío (trozos mayores a 35 cm de diámetro medio y superiores a los 1,2 m de largo), rodrigón (entre 25 y 35 cm de diámetro medio y 2,5 m de largo), postes (entre 20 y 25 cm de diámetro medio y 2,5 m de largo), medio poste (entre 20 y 25 cm de diámetro medio y hasta 2 m de largo), parralero (hasta 20 cm diámetro medio y 2,5 m de largo). En Fiambalá se registró, entre todos estos tipos de productos, la existencia de 331 productos forestales.ha^{-1} en el BD y 131 en el BR (Alvarez *et al*., 2015). Para Pipanaco, en el BD se encontraron 177 productos forestales. ha^{-1} y 90 para el bosque semidenso (BSD). En Villa Unión, se registraron 458 productos forestales.ha^{-1} en el BD y 163 en el BSD. En los bosques de Vinchina y de Fiambalá, los algarrobos adultos presentan signos de aprovechamiento en una alta proporción. Muchos de los árboles observados presentan tocones de tamaños similares a los postes de conducción de viñedo y numerosos rebrotes (fig. 8.7). En ese caso, los árboles son aprovechados mediante la extracción de estas ramas rectas cuando alcanzan un diámetro superior a los 11-12 cm (Alvarez *et al*., 2016).

En los muestreos realizados entre el año 2002 y la actualidad en distintos bosques del Monte, se registraron tocones y muñones con el objeto de estimar el tipo de uso que se le estaba dando al bosque. El diámetro de estos tocones y muñones representa el tipo de producto forestal extraído. Para Fiambalá, el número de tocones. ha^{-1} fue en promedio de 54,8 (entre 0 - 155) para el BD y 35 (entre 0 - 125) para el BR. Este número de tocones representa entre el 8,9 y el 11,0% de los árboles adultos, respectivamente, y el 15% del área basal en el BD y el 9,3% en el BR, existiendo sitios en ambos bosques donde no se observó presencia de tocones (Alvarez *et al*., 2015). En Pipanaco, los árboles aprovechados en su totalidad suman entre 8 a 3 árboles maderables.ha^{-1} para el BD y BSD respectivamente. Los árboles muertos en pie representan hasta un 10% del total de biomasa leñosa (entre 15,6 y 0,5 árboles.ha^{-1}) los que representan una oferta de leña importante (Cony *et al*. datos no publicados). Para Villa Unión y Vinchina, la observación de cortes de ramas laterales en plantas vivas confirma la utilización de este tipo de recurso en el área (Alvarez *et al*., 2016). En los bosques riojanos, la capacidad de rebrote luego de la poda del fuste principal permite la producción de muchos rebrotes, elevando la cantidad de productos forestales por hectárea, principalmente destinados a postes. Esta posibilidad productiva depende de la altura de poda, con una mayor producción en fustes cortados entre los 0,7 y 1 m, según el conocimiento empírico de los pobladores de la zona. Al analizar el crecimiento de árboles en Villa Unión-Vinchina mediante estudios dendrocronológicos, se observó que los rebrotes tienen un incremento diamétrico anual de 9,27 mm en comparación con los 5,75 mm en árboles sin podar (Alvarez *et al*., 2016).

Con respecto al uso leñero de estos bosques, solo podemos inferir el uso de la biomasa sobrante de la extracción de otros productos (postes y madera para carbón). La leña seca es usada principalmente en cocción de alimentos y calefacción y se comercializa a mediana escala en la región (Rojas, 2013b). En una evaluación de uso forestal del bosque de Pipanaco, se determinó que más de un 50% de la madera en pie del bosque corresponde a leña (Cony *et al*., 2004).

En el bosque de Pipanaco, para obtener el carbón de leña, la troza de los árboles se coloca en pozos o trincheras que luego son tapados para permitir la combustión incompleta de la madera (fig. 8.7). En Fiambalá, Chilecito y Villa Unión existen registros de hornos de ladrillos donde se produjo históricamente carbón de leña (tabla 8.2). La extracción de madera seca para su comercialización como leña o para su transformación en carbón, resulta una alternativa atractiva para los pobladores locales; sin embargo, deben evaluarse los efectos de esta práctica sobre la reproducción de *Prosopis* ya que la madera muerta es hábitat de muchas especies de insectos polinizadores de *Prosopis,* como las abejas del género *Megachile,* entre otros insectos.



Algarrobales del Monte central (al sur de los 30 °S)

Las condiciones biofísicas en el Monte central limitan el tamaño arbóreo, la bioforma y la tasa de crecimiento leñoso. En esta región solo es posible la extracción de productos de menor valor maderero (leña, postes) integrada a manejos donde la ganadería extensiva, y otros productos no madereros, sean la principal actividad. Uno de los destinos principales de la madera del bosque fue y, es aún hoy, el energético. Grandes volúmenes de madera fueron destinados para leña y carbón con escasas o nulas intervenciones de los organismos de control en los procesos de cosecha, transporte y comercialización. Se pueden encontrar actualmente actividades de cosecha de madera a través de vías de saca, muchas veces clandestinas, y sistemas de utilización y transformación que encubren un aprovechamiento inadecuado que siguen minando los relictos boscosos. Así, la corta de madera quemada en pie de árboles y rodales que son incendiados previamente exprofeso para facilitar su extracción y comercialización directa o transformado en carbón, actividad que se realiza en hornos trinchera. (Abraham y Prieto, 1999; Prieto *et al*., 2003).

En San Juan, el Valle de Bermejo ha sido históricamente una fuente de recursos forestales madereros y no madereros para las comunidades locales y las áreas de cultivo agrícola bajo riego circundantes. Actualmente, el uso actual del bosque se encuentra vinculado a la cría de ganado caprino y la extracción de leña para uso doméstico. En inventarios realizados actualmente, Agüero *et al.,* (2019), observan que, al igual que en otras áreas, los algarrobales han sido aprovechados con un criterio extractivo, sin tener en cuenta la tasa de regeneración ni los procesos socioterritoriales que han producido dichos desmontes (Alvarez *et al*., 2006; Rojas, 2013b). Los inventarios realizados en la zona de Huaco-Jáchal, muestran una intensa actividad maderera (principalmente postes). En estos algarrobales de *P. flexuosa* y *P. chilensis*, más del 55% de los árboles poseen más de 2 fustes (existen ejemplares con más de 10 fustes por planta), por lo que la extracción de postes de estos fustes comprende un potencial uso. Estos bosques se encuentran en áreas protegidas por la ley de OTBN (Gil, 2013).

En los bosques en galería y en los bosques semicerrados de La Paz (Mendoza), los árboles adultos de *P. flexuosa* ofrecen postes, rodrigones y estacones en una cantidad de entre 62 y 128 ha^{-1} de entre 5 - 20 cm de diámetro (algunos hasta 30 cm) y de 2 – 2,5 m de largo (del Olmo, 2010). En Ñacuñán, las existencias de productos forestales son menores a 4 postes. ha^{-1} en promedio (Alvarez, datos no publicados). En Alvear-San Rafael, al sur de Mendoza, la existencia de postes en los árboles es de en promedio 3,61 postes.ha^{-1} (Cesca, datos no publicados).

Para los algarrobales de Huaco-Jáchal, la existencia elevada de tocones en los algarrobales de *P. flexuosa*, evidencian uso reciente de madera en grandes cantidades para el algarrobal

Fig.8.7. Imágenes de los tipos de uso de los recursos madereros en los bosques del Monte: a) Rebrotes sobre algarrobo usado para madera (Guandacol, La Rioja) (Foto: M. Karlin). b) Árbol varillero utilizado para la obtención de postes en Fiambalá (Foto: P. Villagra). c) Transporte de postes y leña de retamo en el Valle de Antinaco (La Rioja) (Foto: R. Zapata). d) Acopio de postes en la zona de Ñacuñán (Foto: E. Barrio). e) Elaboración de carbón en pozo o trinchera (Salar del Pipanaco) (Foto: R. Zapata). f) Aserradero en Villa Castelli (La Rioja) (Foto: R. Zapata). g) Productores de carbón del Salar de Pipanaco (Foto P. Villagra). h) Carpintería rural en el Valle del Bermejo, La Rioja (Foto: R. Zapata).

próximo al pueblo de Huaco. Se encontraron casi 70 tocones.ha^{-1}, más de la mitad de los cuales presentaron diámetro de postes, y para el algarrobal de Monte Grande más de 20 tocones.ha^{-1} en este caso correspondientes a madera para aserrío o producción de carbón (Gil, 2013). Los bosques de La Paz son los que registran mayor extracción en la provincia de Mendoza, 84 tocones.ha^{-1} en el BSD y menos de 50 tocones en el BR. Particularmente en plantas de forma decumbente en el BR se observaron hasta 89 tocones.ha^{-1} de diámetros menores a los 7,5 cm (uso leñero comercial y doméstico) (del Olmo, 2010). Para Telteca, la extracción actual reflejada en el BSD en 20 tocones.ha^{-1}, mientras que en el BR son menos de 7 (Alvarez *et al.*, 2006). Más al sur, en Ñacuñán, los diferentes bosques (BSD y BR) se observó un promedio de 7,5 tocones.ha^{-1}. En Alvear-San Rafael, son menos de 4 los tocones.ha^{-1}, mientras que en los BR la presencia de tocones no fue registrada en ninguna planta (Cesca, 2013).

Otra de las posibilidades de uso en zonas de baja productividad de madera, es la extracción de leña seca, que permite complementar otras actividades productivas. En el Monte central y sur, los árboles de *P. flexuosa* presentan madera muerta a partir de los 20 cm de diámetro basal equivalente (Deq) (Alvarez, datos no publicados). En estudios realizados en el noreste de Mendoza, se registró que la disponibilidad de leña seca varió entre 4 y 8 t.ha^{-1} para un bosque abierto y uno, respectivamente (Alvarez *et al.*, 2011a).

El principal uso que los pobladores le dan a estos bosques es el ganadero. La ganadería caprina y, en menor medida, la vacuna, forma parte sustancial de su economía doméstica. La variabilidad espacial de la receptividad ganadera está determinada principalmente por las precipitaciones y el tipo de suelo. Así, en zonas donde la precipitación supera los 300 mm anuales, la receptividad ganadera es cercana a las 10 ha por equivalente vaca (EV), mientras que en las zonas más áridas puede llegar a las 60 ha.EV^{-1} (Guevara *et al.*, 1995). El efecto del consumo animal es variado en el ambiente boscoso, ya que la dieta del ganado vacuno se compone mayoritariamente de diferentes pastos y la caprina está compuesta por pastos y arbustos, dependiendo la época del año (Guevara *et al.*, 2009). La instalación y funcionamiento de puestos ganaderos genera gradientes ambientales producidos por la interacción de los efectos de distintos disturbios sobre las condiciones edáficas, la disponibilidad de leña seca y el reclutamiento y/o mortalidad de distintas especies (Meglioli *et al.*, 2014). Se han propuesto técnicas de manejo con rotación que pueden aumentar la productividad y sostenibilidad del bosque en las zonas menos áridas (Guevara *et al.* 2009). Mientras que, en las zonas más áridas, se ha focalizado en la importancia de los arbustos forrajeros y la protección de la cobertura arbórea para los sistemas caprinos (Allegretti *et al.*, 2005; Cesca *et al.*, 2012).

Con respecto a otros usos del bosque, los mismos quedan definidos por el tipo de manejo administrativo o prácticas culturales que se realizan en los algarrobales. En varios de ellos se practica turismo, ya que son áreas protegidas (Telteca, La Ciénaga). En Bermejo (San Juan) se realiza una experiencia comunitaria para la producción de harina de algarroba y productos panificados (Martínez de Escobar *et al.*, 2015; Moreno *et al.*, 2018), y que aprovecha la participación del turismo religioso asociado a la veneración de la Difunta Correa y San Expedito. La producción de harina de algarroba es incipiente en Ñacuñán (Fernández *et al.*, 2018). En zonas medanosas, la cosecha de junquillo comprende una actividad importante para la economía familiar (zona de Telteca) (Roig 1992). Actualmente, algunos productores ganaderos del sur de Mendoza utilizan sus campos para la producción melífera (observación personal).

Uso forestal del retamo en las zonas más áridas del Monte

La extracción de madera de retamo (*B. retama*) con destino de leña, postes y trabas de los viñedos y alambrados representa el uso más común de la especie en el Monte central. En cuanto al uso no maderero, la extracción de cera de retamo constituyó una actividad clave hacia fines de la década de los 80, existiendo diversas áreas en esta zona destinadas para tal fin (p. ej. en la zona de Bermejo, San Juan). Si bien las áreas del Monte central dominadas por *B. retama* son muy extensas, su explotación no es sencilla debido a dificultades de acceso, por lo que el impacto humano se concentra cerca de vías de comunicación o próximo a las viviendas.

Para conocer las características del uso forestal de *B. retama* durante los últimos 40 años, se comparó la densidad de tocones de la especie y la densidad de arbustos establecidos en su entorno, teniendo en cuenta la distribución diamétrica del fuste mayor, como predictor de su altura, en tres áreas con diferente nivel de protección: Reserva Telteca (Mendoza), protección alta; Médanos de Guayamas (San Juan), protección media; Médanos Verdes (San Juan), protección baja. Se encontró una menor densidad de tocones en la Reserva Telteca, donde la densidad media de tocones fue menor a 10 ind.ha^{-1}, mientras que en Médanos de Guayamas y Médanos Verdes se registraron cerca de 40 ind.ha^{-1}. Las densidades de *B. retama* fueron similares, variando entre 250 y 400 ind.ha^{-1}. Por otro lado, se encontraron los mayores diámetros de tocones en Telteca, mientras que el diámetro de los fustes de individuos vivos fue mayor en Médanos de Guayamas. En el área de la Reserva, donde la presencia de controles estrictos no permite la extracción de recursos forestales desde el exterior, la tala por la comunidad local es menos frecuente que en otros sitios, pero se concentra en individuos de diámetros mayores a 20 cm. Por el contrario, en los sitios menos protegidos, la selección de tamaños se concentra en diámetros menores a 20 cm, los que pueden ser más fácilmente transportados hacia vías de comunicación cercanas.

Uso de los bosques de chica

La especie se ha empleado ancestral y tradicionalmente por su madera pesada y de gran dureza (Gómez Sosa, 1994) de grano fino y veteado llamativo (Femenía y Giménez de Bolzón, 1991), para confeccionar artesanías diversas tales como mates, mangos de herramientas, piezas de instrumentos musicales y diversos utensilios, además, como combustible dado el alto poder calorífico y la durabilidad de sus brasas (Gómez Sosa, 1994). Se encuentran vestigios del uso de troncos y ramas para la construcción de cercos, morteros, viviendas y telares. Se han encontrado valores de densidad para la madera de 1,265 kg.dm^{-3} (Demaio *et al.*, 2002) y 1,00 kg.dm^{-3} (Zapata *et al.*, no publicado).

Sus semillas se utilizan para la alimentación humana (Skujinš, 1991) por ser comestibles y ricas en endosperma albuminoso. Antecedentes etnobotánicos indican que el consumo de las semillas tuvo un importante rol en la dieta de los aborígenes de la región durante los períodos preincaicos y prehispánicos (Spegazzini, 1924). Es común que los lugareños mencionen la práctica de colocar los frutos al rescoldo para cocinar las semillas, para posteriormente consumirlas en forma de grano tostado (Roig, 1987; Gómez Sosa, 1994; Demaio *et al.*, 2002), siendo esta una práctica tradicional que se está perdiendo. El valor alimenticio de las semillas de chica es alto debido al contenido de lípidos (39,8%), proteínas

(26,7%), hidratos de carbono (25,8%) y energía (594 kcal.100 g^{-1}), conjuntamente a la presencia de minerales (como el magnesio, potasio y zinc) y aminoácidos esenciales (Zapata, 2017).

8.3.2 Estrategias de uso de los recursos forestales madereros y no madereros del Monte

Particularmente en el Monte, los bosques nativos han mantenido valores excepcionales desde puntos de vistas ecológicos, económicos, culturales e históricos. Esto se debe a que estos bosques poseen una enorme diversidad de formas de vida, especies y paisajes, brindan múltiples bienes (madera, leña, combustible, forrajes, alimentos y medicinas) y servicios ambientales (la regulación hidrológica, ciclado de nutrientes, almacenamiento de carbono, polinización), y albergan a comunidades humanas desde tiempos prehispánicos (riqueza histórica y cultural) (Villagra *et al.*, 2010a; Karlin *et al.*, 2017a). El aumento de la agricultura intensiva y la urbanización de pueblos y ciudades en el Monte, a expensas de superficies de bosques nativos, han reducido los beneficios que obtenemos de los bosques (Villagra *et al.*, 2013; Rojas *et al.*, 2014a). Un desafío actual, que opera a distintas escalas espaciales, es lograr sistemas acoplados hombre-naturaleza que sean productivos y sostenibles en el tiempo (Liu *et al.*, 2007). Esto requiere, necesariamente, conocer la oferta y demanda de servicios ecosistémicos de cada ambiente y las formas en que las actividades humanas afectan su disponibilidad.

Recursos forestales madereros

Las prácticas de manejo aplicadas a los bosques del Monte presentan distintas modalidades orientadas al aprovechamiento de los rodales. Podemos clasificar esas prácticas de manejo de acuerdo con los productos obtenidos: materiales para venta postes de diferentes tamaños, madera de aserrío, carbón, leña para calefacción y cocción de alimentos, madera seca para reemplazar infraestructura de corrales y galpones. En zonas áridas, el crecimiento leñoso anual es relativamente bajo (en promedio menos de la mitad que en otros biomas), siendo necesaria la aplicación de técnicas de manejo que mejoren la productividad o calidad de los productos obtenidos (Pasiecznik *et al.*, 2001); por ejemplo, se observaron mejoras en la forma y hábito de crecimiento en plantas intervenidas (Alvarez *et al.*, 2016). En el Monte central, el estudio de los efectos de aplicar diferentes prácticas silvícolas en *Prosopis* surgen en los últimos 20 años, pero componen un banco de pruebas de manejo adaptativo orientados a diferentes objetivos: producción de postes, mejoras en la forma, estimación de turnos de corta, producción y uso de la leña seca, ajuste de técnicas de implantación y producción de frutos, entre otros. Estas prácticas abarcan diferentes bosques (poblaciones nativas) e individuos implantados (en el secano, oasis y la interfaz entre estas regiones), diferentes tipos de uso (campos ganaderos, áreas protegidas, zonas periurbanas) y permiten la participación de diferentes actores sociales (propietarios de campos, agentes de conservación, pobladores, tomadores de decisión, integrantes de centros de investigación y comunidad educativa).

La producción de postes (de diferentes tamaños) y la extracción de leña conforman los tipos de productos madereros que representan la mayor cantidad de biomasa leñosa que se utiliza en el Monte. Como ya se indicó anteriormente (apartado 8.3.1), los diferentes tipos de productos madereros presentan diferente valor económico de acuerdo a las medidas comerciales.

Ganadería en el bosque

La producción ganadera es actualmente la principal fuente de ingresos de los productores rurales del Monte. Podemos diferenciar dos tipos de sistemas ganaderos. En las zonas más áridas, con precipitaciones menores a los 350 mm anuales, existe una ganadería extensiva, principalmente caprina. En ella, la actividad ganadera constituye el modo de vida del productor, que vive en el campo y aporta toda o gran parte de la mano de obra (fig. 8.8). Los factores externos influyen de manera restrictiva en el desarrollo de su actividad. Este sistema redunda en una economía de subsistencia donde existe poca inversión en infraestructura. Por el contrario, en zonas con más precipitaciones, se realiza una ganadería extensiva principalmente bovina, orientada a una economía de mercado, en la que el productor maneja la explotación a través de asalariados, no vive en el campo y es una más de sus actividades económicas. Este tipo de ganadería está en expansión en la zona central y sur de Mendoza y en La Pampa producto del desplazamiento de la ganadería por la agricultura en ambientes más productivos. En los dos sistemas el pastoreo continuo es la forma de manejo más común (Guevara *et al.*, 2009).

Las cabras tienen capacidad de cambiar su dieta según la época del año, disponibilidad de forrajes y en algunas ocasiones según sus necesidades nutricionales. Según Allegretti (2007), el ramoneo de arbustivas constituye en el Monte una proporción de la dieta de los caprinos superior al 85%. Estos valores indican la importancia que tiene el estrato arbustivo y las tierras forestales como fuente forrajera de las majadas. Es conveniente efectuar un adecuado manejo del hato caprino a fin de evitar sobreutilización de los recursos forrajeros en el tiempo y el espacio. Es común suplementar con alimento extra como vainas de algarrobo, frutos de chañar, entre otros, almacenados y acondicionados desde su cosecha hasta su suministro, durante la época de bache forrajero. También es conveniente aplicar un sistema de rotación de pastoreo (utilizando boyero eléctrico, tradicional, ramas espinosas, cercos vivos), regulando la carga animal y dejando descansar potreros ramoneados, asegurando asimismo la regeneración natural de renovales de especies forestales. En lo posible debe regularse el servicio, tratando de concentrar las pariciones en épocas de buen forraje, de manera que tanto las madres como las crías puedan disponer de una buena alimentación.



Figura 8.8. Puesto ganadero destinado a la producción caprina en la Reserva Telteca (Mendoza) (Foto: P. Villagra).

La producción vacuna es una actividad realizada en forma extensiva, generalmente por medianos y grandes productores. Es especialmente importante en el Monte meridional, en el sureste de Mendoza, con receptividades ganaderas variables entre 12 a 20 ha.EV^{-1} (Guevara *et al*., 1995; Karlin y Coirini, 2012). El potencial de la zona puede mejorarse con sistemas de rotación de pastoreo con apotreramiento y tiempos de descanso, pudiendo llevarse a 6-10 ha.EV^{-1}, permitiendo también una mejor regeneración de los renovales de algarrobo (*P. flexuosa*) (Guevara *et al*., 2009; Karlin y Coirini, 2012). El ajuste de las cargas ganaderas a la receptividad permitiría una buena acumulación de reservas y rebrote asegurado de las especies herbáceas y leñosas consumidas. Se debe apuntar a mejorar la asociación cooperativa de los productores como uno de los factores más críticos en la sostenibilidad de estos sistemas ganaderos (Otta *et al*., 2016).

Las gramíneas en los bosques nativos del Monte

En el Monte central, las gramíneas componen el estrato herbáceo de comunidades dominadas por árboles o arbustos (Villagra *et al*., 2011). Las especies de mayor importancia, tanto en abundancia como por su valor forrajero son: *Pappophorum caespitosum*, *P. philippianum, Setaria leucopila*, *S. mendocina*, *Leptochloa crinita*, *Digitaria californica*, *Chloris castilloniana*, *Disakisperma dubium*, *Scleropogon brevifolius*, *Panicum urvilleanum* y *Aristida mendocina* (Cavagnaro *et al*., 1983; Passera y Borsetto, 1983; Guevara *et al*., 1996; Gonnet *et al*., 2003). Estas especies son gramíneas perennes que presentan una estrategia de crecimiento oportunista, ya que el crecimiento se produce cuando coinciden condiciones favorables de temperatura (>10°C) y disponibilidad de agua en el suelo. Debido a ello, dentro de una estación de crecimiento (primavera-verano), se pueden producir varios pulsos de crecimiento separados por periodos de reposo vegetativo (Villagra *et al*., 2011).

Previamente, se discutió la importancia en el balance entre las interacciones de facilitación y competencia para el ciclo vital de las gramíneas en el bosque. En este sentido, en la zona más árida del Monte, los bosques ofrecen condiciones ambientales y microambientales fundamentales para la germinación, establecimiento y supervivencia de las gramíneas. Por ejemplo, en *Leptochloa crinita* y *Pappophorum caespitosum*, una vez que la germinación es desencadenada por eventos de precipitación mayores a 35 mm (Greco *et al*., 2013), la sombra de *P. flexuosa* favorece la emergencia de las plántulas y permite que sobrevivan en mejores condiciones hídricas durante los períodos de sequía. Sin embargo, cuando los eventos de precipitación son frecuentes, la sombra del algarrobo perjudica la supervivencia de las plántulas (Sartor, 2015). Por esto, las gramíneas se encuentran debajo de los algarrobos en los sitios más áridos del Monte, mientras que, en los sitios menos secos se encuentran en la periferia de los algarrobos (Rossi y Villagra, 2003; Cesca *et al*., 2012).

En los ambientes áridos, hay una alta dependencia del ganado a las fuentes de agua, por lo que la presión de uso disminuye con la distancia al punto de provisión de agua (aguada) (Gonnet *et al*., 2003; Cesca *et al*., 2012; Meglioli *et al*., 2014). Distintos mecanismos pueden influir en los patrones de área basal y densidad de gramíneas perennes a lo largo de este gradiente, mostrando que las relaciones entre establecimiento, supervivencia y crecimiento pueden variar con el incremento del pastoreo, con los distintos grupos de selectividad de las gramíneas (preferidos, de preferencia secundaria, deseables o indeseables). En los ambientes medanosos del noreste de Mendoza, la densidad de gramíneas (*P. caespitosum*, *L. crinita*, *A. mendocina* y *P. urvilleanum*) varía tanto en función de la unidad de paisaje (médanos o valles intermédanos) como en sitios con diferentes presiones de uso (Vega Riveros, 2017). Por ello, el hábitat del animal que pastorea se encuentra estructurado por la interacción entre disponibilidad de recursos y las restricciones del ambiente en cuanto a su uso (Adler *et al*., 2001).

En función de estos gradientes, el ganado debe recorrer grandes distancias en busca de alimento y esto depende de la estación del año. En la época seca, los animales recorren hasta 7200 m hacia las comunidades vegetales de mayor cobertura, mientras que, en la época de lluvias, los animales recorren hasta los 3600 m, prefiriendo comunidades de mayor cobertura o aquellas de menor cobertura pero con una mayor oferta de gramíneas estivales (Fucili *et al*., 2013). Si bien los arbustos son los ítems de mayor consumo para las cabras todo el año (Allegretti *et al*., 2007), durante el verano las gramíneas incrementan su disponibilidad, particularmente *P. urvilleanum*; esto podría reflejar la plasticidad en el comportamiento de forrajeo de las cabras en respuesta a los cambios en las condiciones de forraje (Egea *et al*., 2014).

Fauna silvestre

La caza de animales silvestres y la recolección de productos derivados de estos constituyen actividades que los pobladores locales realizan en forma complementaria a la cría doméstica de animales. El recurso obtenido es aprovechado principalmente como alimento, pudiendo tener otros usos según la especie que se trate, como la obtención de grasa, cuero, plumas y ocasionalmente la venta del animal. El reconocimiento de las áreas y épocas de caza, y su destino para autoconsumo y venta esporádica, hacen que se pueda pensar esta actividad como sostenible, aunque es necesario conocer la dinámica poblacional de cada especie para poder planificar su uso. Según la IUCN (2016), el uso sostenible implica utilización de la especie sin reducir el uso potencial futuro, ni comprometer la viabilidad del ecosistema, promoviendo revertir los procesos y causas que la afectan de manera negativa.

La productividad es variable en función a la dinámica de cada especie, a los diferentes tipos de ambiente y a las condiciones que regulan las fuentes de alimento y bebida. Especies como el suri (*Rhea americana*) presentan un alto potencial económico, aunque su aprovechamiento debe estar acorde a las políticas de conservación de dichas especies.

Apicultura

Los bosques y tierras forestales de la ecorregión del Monte poseen una gran potencialidad en términos de la actividad apícola. Ofrecen gran número de especies vegetales con buena cantidad de polen y néctar para abejas domésticas y silvestres, con los cuales estas producen miel, cera y propóleos. Estos productos son de alto valor alimenticio y/o medicinal y presentan interesantes posibilidades de comercialización. Las condiciones ambientales de esta región permitirían también la obtención de material vivo, como núcleos y reinas, actividad de gran potencialidad económica. Es una excelente alternativa productiva que puede funcionar bien como actividad complementaria en sistemas productivos.

A pesar de ser una actividad probada con la abeja europea, la actividad es incipiente y requiere capacitar a los productores y garantizar que los productos sean consumidos localmente o comercializados, buscando mercados externos a la región y vías de comercialización. En el Monte la producción de miel de *Apis melifera* puede oscilar entre 15 y 30 kg.año^{-1} por colmena.

La instalación del apiario bajo árboles es fundamental para reducir las temperaturas y el consumo de agua. Otras ventajas de la apicultura integrada al bosque son las características organolépticas diferenciales de las mieles y propóleos producidos en estos. En áreas salinas, la gran biodiversidad y la distribución de la floración escalonada a lo largo de varios meses (Karlin *et al*., 2010) y la gran oferta de especies podría ser una ventaja para la producción, obteniendo a lo largo de la etapa de producción mieles monoflorales con características diferenciales.

Un capítulo aparte merece la producción apícola con abejas silvestres. Son escasas las experiencias con estas especies en Monte, sin embargo, es posible incorporar técnicas de otras regiones como la chaqueña y aprovechar saberes populares locales. Si bien la producción de miel silvestre no genera grandes volúmenes, es posible, mediante adecuados canales de comercialización, obtener precios diferenciales que permitan ingresos convenientes.

Frutos del Monte y sus derivados

Los frutos del Monte han sido utilizados históricamente por pobladores locales como medio de diversificación de la dieta, insumo para la suplementación de ganado o para la elaboración de subproductos artesanales. Posiblemente, el fruto más usado sea la algarroba, de donde se obtiene harina de alto valor nutritivo, que se utiliza para la elaboración de patay, y como agregado en preparaciones como alfajores, bizcochuelos, etc. Además, se obtienen

bebidas alcohólicas (aloja) y no alcohólicas (añapa), y se producen arropes (Meglioli *et al*., 2008; Moreno *et al*. 2018).

Por otro lado, la algarroba es usada como forraje, y es de especial importancia como complemento durante el invierno (Martínez de Escobar *et al*., 2015) (fig. 8.9). Los frutos de algarroba permiten terminar con dos semanas de anticipación los cabritos producidos, con raciones diarias de 200 g.cabra^{-1}· día^{-1} También aumenta el rendimiento de las cabras y la producción de leche.

Es necesario planificar la recolección y conservación de estos frutos con el fin de mantener los valores organolépticos adecuados (azúcares, proteínas, lípidos, vitaminas). Dependiendo de las características del fruto, estos podrán conservarse más o menos tiempo sin perder sus propiedades nutricionales. Para la algarroba, una técnica de almacenamiento consiste en proteger los frutos con plantas insectífugas como ancoche (*Vallesia glabra*), atamisqui (*Atamisquea emarginata*) u otras plantas específicas para evitar la aparición de brúquidos (Silva *et al*., 2000). La producción de algarroba es muy variable año a año. En años productivos se obtienen alrededor de 100 kg.ha^{-1}, aunque con manejo es posible obtener en bosques con 100 árboles adultos ha^{-1} cuatro veces dicha producción (Dalmasso, 1993).

Además de la algarroba, las semillas de la chica se utilizan para alimentación humana, cocinándola al rescoldo o por hervor. El fruto del chañar y las tunas se utilizan para elaborar el arrope, que es el producto obtenido mediante la deshidratación parcial del mosto a fuego directo, hasta llegar a la caramelización de sus azúcares, adquiriendo una consistencia de jarabe. Es una buena forma de conservar estos productos y de darles valor agregado para la venta como producto regional.

Artesanías

Las tierras forestales del Monte ofrecen innumerable cantidad de materias primas naturales que pueden ser transformadas en productos artesanales por la población local.

Un insumo subvalorado en la región son los cueros de animales silvestres y domésticos. Estos pueden venderse crudos o pueden curtirse y procesarse en forma de artesanías. Los cueros de cabra son delgados y fáciles de trabajar pudiéndose confeccionar productos finos como guantes o bolsos, mientras que el ganado vacuno, más grueso pero más resistente, es empleado para artesanías o elementos de manejo productivo local. Son muy apreciados los cueros de animales silvestres, los cuales son curtidos manteniendo el pelo original. Debido a que son procesos a veces costosos y que requieren mucha dedicación, dichos productos prácticamente se venden en su totalidad fuera de la región o por pedido especial logrando un alto valor agregado. Las regulaciones de uso limitan la utilización comercial de productos proveniente de la fauna nativa.

En la región, el junquillo (*Sporobolus rigens*) tiene un gran potencial como materia prima para la elaboración de artesanías a partir de su fibra. Las comunidades huarpes la utilizan para confeccionar escobas, canastas, cestos y vasos (Ruiz Leal, 1972). Es necesario realizar una extracción racional de este recurso ya que esta es una especie psamófila que presenta cualidades de protección de dunas frente a la erosión. También es forrajera.

Respecto a ceras y resinas obtenidas a partir de especies vegetales nativas, son productos comúnmente aprovechados por comunidades locales. El retamo y la jarilla son dos especies de alto potencial para la extracción de estos productos.



Figura 8.9. Almacenamiento de la algarroba en troja en el Salar de Pipanaco (Foto: R. Zapata).

Usos medicinales del bosque

En el Monte, las plantas con usos medicinales cobran importancia y son particularmente valoradas en áreas rurales donde la atención primaria de la salud es limitada, sobre todo teniendo en cuenta el acceso restringido a los centros de salud (Montani *et al*., 2009). Diversos aspectos ecológicos y culturales están significativamente relacionados con la selección y uso de las plantas medicinales por las comunidades rurales (de Almeida *et al*., 2005). Así, por ejemplo, la preparación de remedios caseros a partir del uso de plantas implica el reconocimiento de los diferentes ambientes en donde éstas se desarrollan, las técnicas de recolección, cosecha, almacenamiento, preparación y aplicación (Montani *et al*., 2010). Según los pobladores de la comunidad de Balde del Rosario (San Juan), una vez que las plantas están bien secas pueden ser conservadas todo un año y se las guarda en envases (de papel, vidrio o plástico) en los “botiquines familiares” (Gaviorno, 2005).

En las tareas para la preparación de los remedios existen diferencias en el rol que cumplen hombres y mujeres. Las mujeres suelen ser las principales conocedoras de los remedios naturales ya que suelen ser ellas quienes administran el recurso en el ámbito doméstico, se encargan del secado, conservación de las plantas, preparación de los remedios y los tratamientos (Gaviorno, 2005; Montani, 2012). Los hombres comúnmente realizan actividades relacionadas con el reconocimiento, ubicación y recolección de las especies vegetales en el campo (Gaviorno, 2005; Montani, 2012).

En las preparaciones de remedios caseros, las familias botánicas más utilizadas con fines medicinales, coinciden con aquellas que dominan la región del Monte como son las Fabaceae, Asteraceae, Zygophyllaceae y Anacardiaceae (Ladio y Lozada, 2009). En tanto que, las especies nativas son las que presentan mayor diversidad de usos en relación a las exóticas (Gaviorno, 2005; Montani, 2012), posiblemente debido a un mayor conocimiento previo o a una mayor disponibilidad o fácil acceso, producto de la abundancia de las nativas en cada zona (Muiño, 2011).

Varios autores dan cuenta de las propiedades medicinales que brindan los árboles y arbustos del bosque nativo (Ruiz Leal, 1972; Del Vitto *et al*., 1997; Idoyaga Molina, 1999a, 1999b; Roig, 2001; Demaio *et al*., 2002; Gaviorno, 2005; Karlin *et al*., 2005, 2006, 2017a; Ladio y Lozada, 2009; Montani *et al*., 2010; Muiño, 2011; Montani, 2012; Arroyo, 2014; Besio *et al*., 2017). Entre los usos que estos autores mencionan podemos destacar el uso del chañar *(G. decorticans)*, cuyo arrope se utiliza para curar la tos convulsa, el catarro bronquial y el asma; la decocción de su corteza y hojas como emoliente y antiasmático; y su infusión, junto con flores de vira-vira (*Achyrocline tomentosa*) y atamisqui (*A. emarginata*), es utilizada para calmar los síntomas de la gripe y resfríos. El arrope de algarrobo dulce *(P. flexuosa)* es utilizado como antitusivo; además, el jugo obtenido luego de machacar sus hojas puede calmar la conjuntivitis; y las semillas molidas suelen usarse como astringente. Entre los efectos curativos del algarrobo blanco (*P. chilensis*) se mencionan sus usos como astringente, antianginoso, cicatrizante, estomático, desinflamante, odontálgico y diurético. También el retamo (*B. retama*) es utilizado en medicina popular. Entre sus propiedades se mencionan la mejora de la circulación sanguínea, combatir resfríos, como diurético y para sanar heridas en los animales Las relaciones entre los pueblos y su ambiente nos ofrecen una forma de abordar la salud desde una perspectiva integral.

Este conocimiento tradicional da identidad a los pueblos, que transmiten a través de las generaciones los relatos y las prácticas culturales sobre el uso y manejo de los recursos del entorno natural. Comúnmente, no existe documentación escrita que dé cuenta de estos saberes culturales. Por lo que, aquellos trabajos y acciones que registren los conocimientos y usos medicinales, actuales e históricos, de las plantas son de importancia para evitar la erosión cultural que afectan a los pueblos (Karlin *et al*., 2006; Montani *et al*., 2010; Arenas *et al*., 2012).

Otros servicios ecosistémicos

Carbono

Los *stocks* de carbono de biomasa aérea en bosques son muy bajos (promedio de 11 $t.ha^{-1}$ en bosque abierto y unas 22 $t.ha^{-1}$ en bosque cerrado). Debido a las bajas precipitaciones y a los suelos con baja fertilidad, la productividad de los bosques es baja (variable según área geográfica y tipo de bosque, oscila entre 0,1 y 1,5 $m^3\ ha^{-1}\ año^{-1}$). Por el bajo *stock* de carbono y la baja presión de extracción, el mecanismo de REDD (Reducción de Emisiones causadas por la Deforestación y la Degradación de los Bosques) no puede aportar un impacto significativo a la economía de la zona. En la actualidad no existen proyectos de mecanismos de desarrollo limpio que se enfoquen en la fijación de carbono en el suelo, madera muerta o carbono de otros estratos de vegetación; aunque se están comenzando a evaluar para el Monte estos reservorios de carbono a fin de cuantificar sus aportes y poder desarrollar nuevos mecanismos que los incluyan.

La protección de bosques, la reducción en la tasa de cambio del uso del suelo, la reducción de erosión, el manejo de residuos orgánicos y el manejo de pasturas pueden contribuir a la conservación del carbono en suelos de sistemas boscosos, reduciendo considerablemente las emisiones de gases de invernadero. Los suelos de los bosques de *Prosopis* pueden contener niveles de carbono superficial de 2-3% de materia orgánica, contra contenidos por debajo de 2% en matorrales de *Larrea* y menores a 1% en interparches (Abril *et al*., 2009). Esto implicaría contenidos de entre 27 y 40 $tC.ha^{-1}$ en bosques, menos de 27 $tC.ha^{-1}$ en jarillales y menos de 12 $tC.ha^{-1}$ en interparches.

Uso recreativo y turístico

El uso recreativo y turístico de estas regiones permite la aproximación de usuarios no frecuentes del bosque. El turismo religioso, las visitas a áreas protegidas y el turismo gastronómico conforman una actividad económica creciente. Es importante considerar estas visitas, cada vez más frecuentes, para que se administren de manera apropiada, regulando los sitios que pueden ser visitados dentro del bosque (Mbaiwa, 2003). En muchos casos el turismo coincide con sitios que se encuentran degradados, por lo que las nuevas tendencias de conservación y uso turístico deben permitir y estimular la recuperación ambiental y la mejora del estado sanitario de estos bosques.

8.4 Propuesta de una nueva silvicultura y de nuevos paradigmas de manejo

8.4.1 Consideraciones para el ordenamiento territorial de los bosques

Para lograr una planificación eficiente del manejo de los bosques del Monte es necesario entender que su distribución y estructura actual es el resultado no solo de las condiciones ambientales, sino también de factores históricos de disturbios y uso que puedan restringir su distribución, y de su capacidad de regeneración. En este sentido, es importante distinguir el área de distribución potencial, aquella que presenta condiciones ambientales que satisfagan los requerimientos de una especie o de una comunidad vegetal; el área de distribución histórica, aquella donde se sabe que hubo bosques en tiempos históricos; y el área de distribución actual del bosque. La comprensión de los determinantes ambientales e históricos que llevaron a la distribución actual tiene fuertes implicancias desde el punto de vista del manejo y conservación de los bosques ya que permite discriminar zonas de distintos potenciales productivos, zonas potenciales de reforestación y zonas sin vocación forestal, donde no existen condiciones para que haya bosques (Villagra y Alvarez 2019). A tales fines, es pertinente indicar algunos tipos o modalidades de áreas forestales que pueden ser tomadas como referencia al proponer y aplicar técnicas y principios silviculturales. Se debe tener en cuenta que en el territorio se encuentran numerosas situaciones intermedias y variables de las condiciones que se describen.

Bosques conservados: son bosques que tienen individuos en todo el rango de clases diamétricas, con buen estado sanitario, sin signos de cortas inadecuadas, una cobertura arbórea mayor al 30% para el Monte Septentrional y del 20% para el meridional. Con presencia de regeneración natural o, en caso de no poseerla, por la alta cobertura de copas o la presencia de ganado, debe contar con potencialidad de ocurrencia: árboles que fructifiquen, banco de semillas o indicios de regeneración agámica, según las estrategias de las especies involucradas. Por lo general se encuentran otros estratos presentes como el arbustivo, el herbáceo (condicionado por la cobertura leñosa), o presencia de mantillo y madera muerta. El buen estado de conservación de estos bosques puede responder a una baja intensidad de uso histórico y/o a una alta capacidad de recuperación natural producto de relativamente elevadas tasas de crecimiento. Estas áreas podrían ser consideradas para un uso forestal, especialmente las de altas tasas de crecimiento en el Monte Septentrional (fig. 8.10).



Figura 8.10. Bosque conservado, con baja intensidad de aprovechamiento (Vinchina, La Rioja) (Foto: M. Karlin).

Bosques degradados: son bosques con marcados signos de extracción forestal que se manifiestan con la presencia de tocones muertos de individuos de grandes dimensiones, tocones rebrotados con signos de sucesivos cortes de aprovechamiento, algunos individuos adultos con sus ramas principales cortadas, lo cual determina una mala formación forestal, ramas muertas y decrepitud anticipada. El estrato arbustivo está presente, pero se aprecian signos de erosión hídrica y eólica como arbustos en pedestal y acumulación de arena en sus coronas. El estrato herbáceo suele ser escaso y asociado con plantas protectoras. El suelo, en gran proporción desnudo, presenta signos de compactación, líneas de escurrimientos y surcos. En estas áreas deberían considerarse acciones de recuperación, enriquecimiento y manejo forestal de menor escala al menos durante el período de recuperación (fig. 8.11).

Bosques fuertemente degradados (incluye áreas donde el bosque ha desaparecido): la característica clave de estos ecosistemas es que, producto del uso, en ellos se han superado los umbrales de disturbios, afectando procesos funcionales claves, lo que ha llevado a la pérdida de la capacidad de recuperación del sistema. Por este motivo, el ecosistema se mantiene en un nuevo estado estable que es menos productivo que el esperado para la zona (Solé, 2007). En ellos se observa la presencia de árboles aislados con escasa cobertura arbórea <10%, por lo general añosos, malformados por sucesivos cortes de sus ramas. Se encuentran numerosos tocones muertos de distintos diámetros, restos de madera en degradación y ausencia de regeneración natural. El estrato arbustivo posee baja cobertura <20% y gran cantidad de arbustos muertos en pie. No hay prácticamente cobertura del suelo y se observan signos de procesos erosivos graves de carácter hídrico y eólico, surcos, cárcavas y médanos. Los escasos arbustos se encuentran en pedestal y con raíces expuestas. El estrato herbáceo está ausente. En algunos casos, directamente no se observa presencia de árboles y la comunidad ha sido transformada en otra de estructura mucho más simple. En estos bosques es necesario comenzar con tareas de restauración ecológica con el objeto de recuperar la capacidad productiva (fig. 8.12).

Tierras sin vocación forestal: los bosques del Monte se dan generalmente en zonas donde hay una mayor disponibilidad de agua dentro de una matriz de matorrales arbustivos, por lo tanto, existen grandes áreas que corresponden a estos matorrales que se encuentran fuera del área de distribución potencial de los bosques y que no deberían considerarse para un uso forestal.

De esta forma, se propone un ordenamiento territorial que considere, por un lado, la heterogeneidad espacial del potencial productivo del bosque, y el estado de conservación de ese potencial productivo y las necesidades de restauración de cada unidad boscosa; y, por otro lado, que considere el contexto legal, social y cultural.



Figura 8.11. Bosque degradado de rehache (Salar de Pipanaco) (Foto: M. Karlin).

8.4.2 Producción de madera de calidad en bosques conservados y de alta productividad

La productividad de los árboles que crecen en el Monte es variable según la región y condición del bosque. En bosques conservados o con degradación incipiente y con tasas de crecimiento relativamente alta, como los algarrobales norteños, es posible obtener productos maderables de calidad mediante la aplicación de prácticas de selección de árboles de futura cosecha, raleos, podas y manejo de rebrote como método de regeneración de la masa forestal. Si bien la producción de madera para aserrío representa hoy menos del 1% del total de madera extraída y solo puede realizarse en algunos bosques del Monte, es posible aumentar la proporción de productos maderables implementando prácticas de manejo en los bosques donde la productividad sea suficientemente alta.

La productividad maderera depende de la disponibilidad de agua, el tipo de suelo y las condiciones térmicas; por ejemplo, en Pipanaco o Cafayate, la productividad maderable de los algarrobos, bajo influencia del agua freática, es de alrededor de 1,2 m^3 ha^{-1} $año^{-1}$, mientras que la productividad en Telteca o Ñacuñán oscila entre los 0,1 a 0,2 m^3 ha^{-1} $año^{-1}$ (Villagra *et al*., 2005a; Alvarez *et al*., 2006, 2011b). Las bajas tasas de crecimiento leñoso observado en el Monte central, sumado al hábito de crecimiento decumbente y la presencia de individuos con muchos fustes, restringen el uso forestal para madera de estos bosques (Alvarez y Villagra, 2009).

Un rodal con implementación de prácticas silvícolas de raleo, poda de formación y manejo de rebrote, puede ofrecer trozas aserrables para ser destinadas a la elaboración de productos de carpintería con agregado de valor local de alta calidad. Para ello es necesaria no solo la mejora en las condiciones de crecimiento y cualidades de los individuos del bosque, sino también el acompañamiento de técnicas de procesado adecuadas con el valor y cualidades del producto a cosechar. El mejoramiento de las herramientas, la capacitación y la tecnificación del proceso también son componentes esenciales en la transformación de este producto.

No se conocen planes de manejo implementados a gran escala que se hayan utilizado exitosamente en el Monte. En Pipanaco se hizo una estimación de la posibilidad de realizar una utilización forestal para madera en el bosque denso. Luego de analizar la estructura forestal del bosque, la tasa de crecimiento de los árboles y las edades de mayor productividad se propuso un manejo que incluía la cosecha de árboles mayores a 35 cm de diámetro basal (tamaño al que han superado el pico de productividad) y la corta de saneamiento de árboles sobremaduros. Por otro lado, el análisis realizado permitió establecer turnos biológicos de corta de 55-60 años para este bosque (posiblemente sea mayor para bosques con menor tasa de crecimiento). Si bien no se concretó la utilización forestal, un análisis económico inicial sugería que la actividad tenía potencialidad para lograr sostenibilidad económica y desde el punto de vista de la población de *P. flexuosa* al menos en campos con una superficie superior a 6000 ha.

Una de las herramientas complementarias a las actividades descriptas es la selección de árboles de futura cosecha, donde el concepto fundamental es mejorar las condiciones de crecimiento de los individuos con mejores características para el aprovechamiento propuesto hasta el turno de corta. Los árboles de futura cosecha se seleccionan entre individuos de todas las clases diamétricas a partir de un DAB de 5 cm. Luego, se favorece el desarrollo de los árboles seleccionados mediante la regulación de la competencia inter e intraespecífica, a través de raleos. Es aconsejable realizar los raleos inmediatamente después de la cosecha de árboles maduros que han llegado al turno de corta. Esto es aplicable principalmente en situaciones particulares dentro del Monte donde la cobertura forestal sea muy alta (mayor al 60%), hecho que ocurre solo en una pequeña proporción de superficie de los algarrobales norteños y en bosque en galería de cauces de agua.

Si el objetivo es obtener madera de calidad se deben realizar podas de formación, las cuales deben ser realizadas una vez identificado el árbol de futura cosecha. Sin embargo, la generación de numerosos rebrotes luego de la poda es un problema a resolver ya que disminuye la calidad de la madera debido a la formación de nudos (Alvarez, 2008). Se deberán realizar estudios sobre los efectos de podas en verde o durante el periodo de crecimiento para disminuir la ocurrencia de rebrotes.

Durante la cosecha de material leñoso se apean los árboles que llegaron al turno de corta en función del o los productos a obtener. Tiene que ser respetada la tasa de cosecha anual y deben ser aplicadas técnicas de aprovechamiento de bajo impacto. Al requerirse una regeneración permanente del bosque, la presencia de árboles semilleros es muy importante. Normalmente los árboles de futura cosecha cumplen esta función. Sin embargo, con pocos árboles de futura cosecha, puede plantearse la necesidad de dejar sin cosechar una cierta cantidad árboles maduros como árboles semilleros. El momento de cosecha es referenciado con un diámetro según el objetivo productivo, por ejemplo, madera para aserrar, postes, varillas y rodrigones o leña con fines energéticos. En forma complementaria, y como práctica de mejora del rodal, se puede dar el caso de que árboles con diámetros menores que no han alcanzado la edad de cosecha tengan que ser apeados porque sufrieron heridas durante la realización de las tareas silviculturales, o bien porque no llegarían al próximo turno con buena sanidad.



Figura 8.12. Bosque fuertemente degradado, con alta proporción de suelo desnudo (sur de Guandacol, La Rioja) (Foto: M. Karlin).

8.4.3 Silvicultura de detalle en bosques de menor productividad

Se discutió previamente que el establecimiento es la etapa crítica del ciclo de vida de las plantas de zonas áridas, lo que se cumple en las principales especies forestales del Monte. Además, mediante el análisis del ciclo de vida de *P. flexuosa* y de *B. retama,* se ha observado que solo una proporción muy baja de las semillas producidas se transforman en plántulas y que solo una mínima proporción llegan a etapas reproductivas. Adicionalmente, se observó que la supervivencia de los adultos es el principal determinante de la persistencia y tasa de crecimiento poblacional (ver cuadro 6) (Aschero *et al*., 2016). Estos datos nos permiten plantear, en la mayor parte de los algarrobales del Monte, la silvicultura debe considerar dos aspectos claves: la supervivencia de los árboles adultos y al manejo de la regeneración natural. Para cumplir con estas dos premisas se proponen una serie de prácticas silviculturales que detallaremos a continuación.

Poda de formación y manejo del rebrote para postes

De las diferentes posibilidades de intervenciones sobre los árboles, la extracción de ramas laterales para su utilización como postes puede a su vez permitir mejoras en el crecimiento de los fustes remanentes. Este tipo de extracción consiste en una de las prácticas más populares, y ha sido aplicada por los pobladores históricamente, ya que la extracción de madera sin eliminar al árbol manejado presenta en el árbol efectos similares a la poda.

El potencial para realizar este tipo de manejo depende no solo de los objetivos del aprovechamiento, sino también de la bioforma característica de las poblaciones de árboles a aprovechar. El crecimiento inicial de los individuos de especies arbóreas de este género es semiachaparrado, donde las sucesivas generaciones de ramas se van superponiendo paulatinamente. En Pipanaco, Catamarca, una alta proporción de individuos son unifustales. Sin embargo, para el noreste de Mendoza, la mitad de individuos de *P. flexuosa* son multifustales o con un fuste principal muy ramificado, cuyas ramas secundarias muestran un crecimiento cercano al horizontal (semierectos) o individuos multifustales con ramas laterales péndulas de forma tal que alcancen el suelo (decumbentes) (Pasiecznik *et al*., 2001; Alvarez *et al*., 2006). El crecimiento de los individuos multifustales decrece rápidamente a partir de los 60 años de edad mientras los unifustales no muestran este decrecimiento, sugiriendo la existencia de competencia entre fustes en individuos adultos (Alvarez *et al*., 2011b). Esto permite postular que la poda de formación podría eliminar esta competencia, evitando la disminución observada en la tasa de crecimiento. Sin embargo, las consecuencias de la poda dependerían del balance entre los efectos positivos y negativos producidos por este tratamiento.

La aplicación de estas prácticas, que podríamos llamar "de detalle", requiere esfuerzo en la planificación, selección de individuos y elección del tipo de volumen de copa a intervenir. En diferentes regiones, la buena calidad, color y las características mecánicas de la madera han determinado mercados de productos forestales derivados de la extracción de partes de la planta y, en algunos casos, el raleo o tala selectiva de individuos de *Prosopis* (Patch y Felker, 1997a, 1997b; Felker y Guevara, 2003; Villagra *et al*., 2005a).

Los objetivos de la poda son variados. Para mejorar el hábito de crecimiento y aumentar la cantidad y calidad de la madera producida en el largo plazo, se aplica una poda intensa, como podría ser la extracción de todos los fustes secundarios (Patch y Felker, 1997b; Elfadl y Luukkanen, 2003). Sin embargo, la poda puede también ser usada para optimizar la productividad de frutos de algarrobo, en este caso, la extracción de ramas debe ser menos intensa (Díaz Celis, 1995; Pasiecznik *et al*., 2001). Si los árboles se usan para el consumo del ganado, se utiliza la poda para producir ramas laterales desde el cuello de la planta hasta 1,8 m de alto (Díaz Celis, 1995).

En estudios recientes, se observó en árboles podados en el noreste de Mendoza, la respuesta inmediata del árbol es la recuperación de la copa, aunque no se registró un claro incremento en el crecimiento leñoso del fuste remanente ni en el crecimiento en altura. Esto indicaría que la poda podría contribuir a mejorar la forma del árbol con fines forestales, aunque no a aumentar la productividad, al menos durante los primeros años. Además, se registró la generación de numerosos rebrotes luego de la poda (Alvarez *et al*., 2013).

Este tipo de práctica comprende el seguimiento anual de las plantas intervenidas para manejar el rebrote, una respuesta a veces deseada y otras no deseadas entre los gestores del bosque. Este rebrote ocurre por la activación de tejido meristemático en zonas próximas a la cicatriz de ramas extraídas como consecuencia del estrés provocado por la extracción de tejido verde de la planta, y puede provocar disminución en la calidad de la madera por la formación de nudos. En Arizona se han aplicado podas intensas en individuos juveniles de *Prosopis glandulosa*, combinadas con la inhibición del rebrote por diferentes métodos para optimizar la producción de madera (Patch *et al*., 1998).

Producción de madera para uso energético

Muchos bosques aun en condiciones de degradación siguen ofreciendo la posibilidad de colectar madera con destino a leña. Los raleos y podas, la recolección de madera muerta (o leña campana) y la cosecha de individuos sobremaduros, enfermos o defectuosos pueden ser prácticas a considerar para la cosecha de leña. Alvarez *et al*. (2011a) encontraron para el noreste de Mendoza existencias de madera muerta de entre 4,4 y 8,6 $t.ha^{-1}$ para bosques abiertos y semidensos respectivamente (Alvarez *et al*., 2011a; Vázquez *et al*., 2011). Según estos autores, la cantidad de leña seca por árbol es en función del tamaño de los árboles y no se relaciona con su forma. Comparando el crecimiento radial anual entre ramas vivas y los últimos años de crecimiento de ramas secas, se observó que estas últimas presentaban un periodo de decaimiento de entre 18 y 20 años previo a la muerte de la rama, que finalmente ocurre como respuesta factores climáticos, principalmente períodos secos (fig. 8.13).

En una determinada parcela, la existencia actual de leña seca en el bosque es el resultado de la diferencia entre lo producido y de la tasa de descomposición y de extracción por parte de los pobladores. En los desiertos, las tasas de descomposición de materia orgánica son lentas, lo que puede determinar la existencia de sitios con gran *stock* de madera muerta acumulada. Sin embargo, se ha observado que en sitios con alta intensidad de uso la disponibilidad de madera muerta es baja, por lo que se asume la tasa de extracción es más importante que la descomposición en la tasa de desaparición

de la madera seca. Sin embargo, no se dispone de datos precisos acerca de la magnitud de la utilización de leña seca por los pobladores.

La transformación de leña en carbón es una alternativa que aplican los pequeños productores para asegurar la comercialización de este producto en los centros urbanos, aunque generalmente la mano de obra invertida en el proceso no alcanza a ser retribuida. La certificación ambiental de este producto, adaptándose a normativas de control y buenas prácticas de manejo del bosque y su vinculación con los aspectos sociales podría mejorar los ingresos de los productores y asegurar una buena cadena de comercialización.

Puesto que la superficie de bosques en el Monte es acotada, es posible aprovechar otras tierras forestales tales como arbustales, donde pueden encontrarse y aprovecharse madera para combustible de especies como *Prosopis torquata, Suaeda divaricata, Atriplex* spp., *Maytenus viscifolia, Larrea* spp., *Zuccagnia punctata, Colletia spinosissima, Proustia cuneifolia, Bredemeyera colletioides, Condalia microphylla* o *Schinus fasciculata*. Sin embargo, existe una fuerte presión sobre estas especies que generalmente no son protegidas, y se desconoce los aspectos básicos de dinámica poblacional, los beneficios indirectos de estas especies sobre el ambiente que ocupan (p. ej. regulación hídrica, control de erosión, fijación de carbono, etc.) y las tasas de productividad de madera, lo que dificulta la planificación de un manejo sostenible.

Un aspecto importante a considerar en el manejo de la madera muerta es su rol central en los ecosistemas. La presencia de madera seca es importante en el desarrollo del suelo, la dinámica de nutrientes y el agua, y además actúa como hábitat de descomponedores y heterótrofos. En experiencias desarrolladas en el norte de Mendoza, se realizaron ensayos manipulativos con el objeto de evaluar el efecto de la eliminación madera muerta sobre las poblaciones de

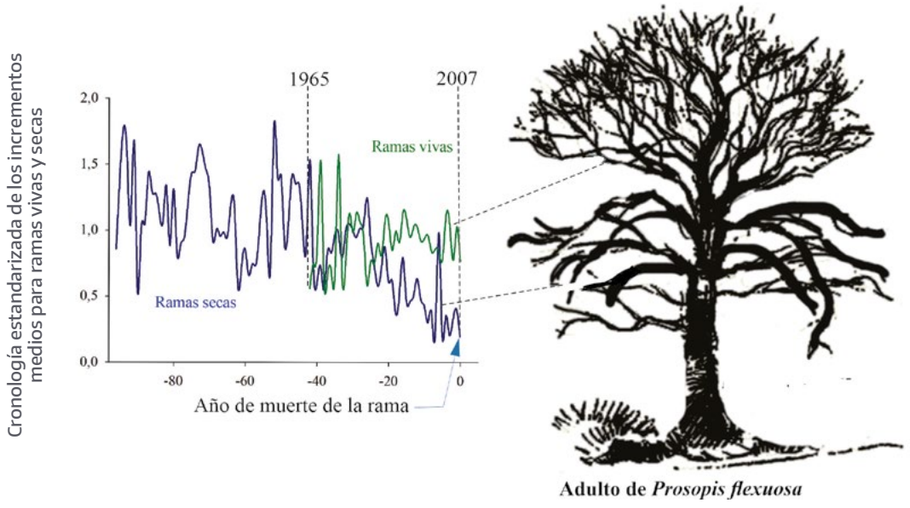


Figura 8.13. Tiempos de decaimiento previo a la mortalidad de ramas para *P. flexuosa.* Comparación de cronologías estandarizadas de ramas vivas y muertas en árboles adultos. El tiempo está expresado en años antes de la muerte de la rama. Los incrementos de las ramas vivas corresponden al periodo 1965 a 2007. (Alvarez *et al.*, 2011a)

insectos polinizadores, la función reproductiva de *P. flexuosa*, la cobertura vegetal, la riqueza y composición de especies del sotobosque, y el ciclo de nutrientes en el suelo. El experimento consistió en la extracción total de leña seca del suelo, de las ramas muertas de los árboles vivos y en la remoción de los árboles muertos en pie. Este disturbio afectó negativamente la abundancia de insectos polinizadores, aunque este efecto se fue atenuando con el tiempo. La extracción tuvo un efecto significativo y positivo sobre la producción de semillas de *P. flexuosa* en el primer año luego de la extracción. No se registraron efectos significativos en la cobertura, composición y riqueza de las plantas del sotobosque, así como en las propiedades del suelo (Vázquez *et al*., 2011). Por lo tanto, los trabajos para la remoción (uso de serruchos y motosierras) y para el traslado de la madera muerta (troza, pisoteo y arrastre de la leña) no tuvieron los efectos negativos esperados, y sugiere que es posible la utilización de leña seca sin afectar fuertemente las funciones ecosistémicas.

8.4.4 Restauración de bosques degradados en el Monte

Estado de los bosques y restauración

Se ha discutido previamente que los ecosistemas boscosos de varias zonas del Monte han sufrido fuertes procesos de degradación debido al manejo inadecuado. Frente a esta situación, la restauración ecológica resulta indispensable para recuperar estos ecosistemas (Society for Ecological Restoration International, 2004). Sin embargo, de acuerdo al nivel de degradación alcanzado y el umbral transicional superado, son diferentes las opciones de restauración sobre las cuales decidir. Si la degradación ha causado, fundamentalmente, cambios bióticos (tales como cambios en la composición de la vegetación, consecuencia del sobrepastoreo), los esfuerzos de restauración estarán direccionados a remover el factor de degradación (sobrepastoreo) y a ajustar la composición biótica del ecosistema (favoreciendo la regeneración natural o reimplantando especies deseadas). En cambio, si la degradación provocó cambios abióticos (como la erosión o la contaminación), los esfuerzos estarán orientados hacia la remoción del factor de degradación y a la reparación física o química del ambiente. Por lo tanto, un primer paso consiste en el establecimiento de una estrategia y priorización de las actividades a desarrollar.

Selección de especies y estrategias de restauración

El objetivo general de los programas de restauración en ecosistemas de zonas áridas altamente degradadas es el de restituir rápidamente la cubierta vegetal. La existencia de freáticas cercanas a la superficie en varias zonas del Monte donde existen bosques degradados, sugiere que el uso especies freatófitas nativas como *P. flexuosa* y *P. chilensis* puede resultar la mejor opción para iniciar los procesos de restauración. Estas especies mejoran el microambiente bajo su dosel y favorecen el establecimiento de especies herbáceas y arbustivas si el manejo es adecuado. Por otra parte, ya hemos discutido que estas especies representan los elementos arbóreos más importantes de la región, dadas sus características de árboles

de múltiples propósitos (forraje, leña, madera, aprovechamiento melífero, etc.) y por su rol ecológico en el control de la erosión, aportes a la fertilidad de suelo y sus capacidades como fijadoras de N_2 atmosférico.

Las especies nativas tienen la capacidad de recuperarse frente a perturbaciones naturales o antrópicas, o de tolerar o resistir diferentes estreses a los que se han adaptado a través de su historia evolutiva. Esta capacidad puede ser aprovechada para asistir la recuperación del sitio luego perturbaciones antropogénicas, en la medida que las nuevas condiciones se asemejen (en naturaleza y grado) a las que las especies están adaptadas. Evaluar correctamente la capacidad de regeneración de las especies en un sitio determinado facilita la selección de tratamientos apropiados a cada caso y, por lo tanto, evita el uso ineficiente de recursos naturales o financieros. Un proceso inicial útil es identificar áreas con mayor resiliencia (capacidad de recuperación frente a un disturbio) y aplicar un tratamiento donde se favorezca la regeneración natural. Esta aproximación es llamada restauración pasiva. En áreas con potenciales de regeneración bajos o nulos pueden requerir la aplicación de reintroducciones de especies u otras prácticas que impliquen modificaciones ambientales de distinta magnitud. Esta forma de encarar la restauración es llamada restauración activa o asistida (McDonald *et al*., 2016).

Un aspecto a considerar es la regeneración natural como estrategia de permanencia y productividad del bosque. Para el caso de las especies arbóreas de *Prosopis* en el Monte, existen evidencias de muy bajas tasas de regeneración natural y lento crecimiento (Villagra y Villalba, 2001). Favorecer la regeneración natural por semillas a través del manejo del ganado ha mostrado ser una buena alternativa en algunos potreros degradados. La generación y conservación de corredores biológicos también puede favorecer la regeneración, ya que muchos animales silvestres son responsables de la dispersión de semillas a través de las heces (Campos y Ojeda, 1997). Sin embargo, la utilización de tablas de vida para *P. flexuosa* en Ñacuñán, tanto en campos pastoreados como dentro de una Reserva, permitió estimar que las probabilidades que tiene una semilla de esta especie de transformarse en una planta adulta bajo condiciones naturales son muy bajas ($3,6 \times 10^{-8}$ y $2,5 \times 10^{-8}$, respectivamente) (Aschero *et al*., 2016). Sobre la base de estos conocimientos, sumado a los concernientes al estado de los bosques, y de la ecología y ecofisiología de ambas especies, la restauración ecológica asistida o activa resulta la más apropiada en muchas situaciones de ambientes degradados.

Siendo que las especies freatófitas, como *P. flexuosa*, presentan mayor supervivencia y tasa de crecimiento una vez que sus raíces llegan al agua subterránea (Giordano *et al*., 2011), los esfuerzos deberán dirigirse a lograr que alcancen la freática en el menor tiempo posible. Esto redundará en un mejor establecimiento a menores costos económicos de implantación.

Dado que en el ecosistema del Monte, la siembra directa con especies de *Prosopis* presenta una muy baja tasa de establecimiento, tanto por predación directa de las semillas como por una alta mortandad de plántulas recién emergidas provocada por sequía o por ataque de enemigos naturales (Villagra *et al*., 2004), el trasplante asistido de plantines a terreno definitivo resulta la mejor opción para iniciar el proceso de restauración.

Producción de plantines en vivero

Los viveros de ambas especies pueden realizarse tanto a cielo abierto como bajo invernáculo, asegurando la exposición de los plantines a luz plena durante su crecimiento inicial. La práctica del sombreado reduce las posibilidades de supervivencia debido a un incremento de la relación vástago-raíz y a una reducción de la biomasa total, del almacenamiento de carbohidratos y del balance C:N (Vilela y Ravetta, 2000). Con mayor cuidado que con otras especies forestales, se debe evitar el afrancamiento de las raíces de *Prosopis* ya que provocaría su rotura al sacarlas del vivero. El sistema radical de estos plantines, particularmente la raíz pivotante, debe mantenerse los más íntegro posible dado que deberá enfrentar estresantes condiciones hidroedáficas luego de realizar la plantación en terreno.

Los tamaños de los envases en donde se han obtenido plantines de *Prosopis* con mejores características de crecimiento para ser trasplantados dentro de los 90 a 120 días desde la siembra varían entre los 20 y 30 cm de altura y los 6 a 8 cm de diámetro (Salto *et al*., 2016). La época óptima de producción de los plantines para la región del Monte es la primavera. De esta manera se pueden realizar los trasplantes a terreno definitivo a fines de verano o principios de otoño. En esta época disminuye la evapotranspiración y el suelo puede mantenerse húmedo luego de las lluvias de verano, disminuyendo el estrés del trasplante.

Trasplante a terreno

La mayor parte de los sitios boscosos del Monte que requieren restauración coinciden con áreas ganaderas. Por ello, una condición del área a restaurar es que esté aislada de la ganadería hasta que los algarrobos hayan alcanzado un crecimiento tal que les impida ser dañados (3 años como mínimo). Lo más común es construir un alambrado perimetral en el área que se va a plantar. En algunos casos, cercos con ramas espinosas obtenidas del lugar resultan efectivos, aunque requieren cierto mantenimiento en el mediano y largo plazo.

Dado que, en ecosistemas áridos y semiáridos, las especies de *Prosopis* han demostrado ser muy sensibles a la competencia durante el establecimiento (Distel *et al*., 1996; Catalán, 2000), es oportuno realizar un desmonte en franjas, especialmente en los casos en que la vegetación circundante es profusa. Se aconsejan franjas de 2 m de ancho.

Los plantines deberán transportarse hasta el sitio de trasplante con sumo cuidado, tratando de mantener lo más intacto posible el pan de tierra que contiene las raíces. Es aconsejable regar los plantines en vivero un día antes de llevarlos a terreno definitivo para evitar el desarme del pan. La plantación, que normalmente se realiza a principios de otoño, conviene llevarla a cabo en horas del día con baja demanda evapo transpirativa (temprano en la mañana o después de las máximas temperaturas, a la tarde), irrigando casi inmediatamente después del trasplante, a fin de evitar el shock que se produce en ese momento como consecuencia de la desecación del pan de tierra y de la rotura de cierta cantidad de raíces.

Los hoyos de plantación deberán tener una profundidad 10 cm mayor al tamaño del envase de los plantines y un ancho que permita construir una pequeña batea para acumular el agua, tanto de riego como de las precipitaciones del lugar.

Debido a que los suelos de zonas áridas suelen ser esqueléticos, con poca estructura y muchas veces salinos y/o alcalinos, conviene realizar un aporte de materia orgánica en forma de compost en el hoyo de plantación.

Dado que en la mayoría de los casos son necesarios riegos posteriores al trasplante, dos tipos de sistemas aparecen como los más aconsejables: 1) irrigación manual, haciendo llegar el agua hasta el hoyo de plantación mediante cualquier sistema de distribución (tanque regador, cañerías de diferentes materiales, etc.). 2) Irrigación por goteo de alto caudal (superior a los 5 $l.h^{-1}$, de acuerdo a la textura del suelo) para lo que es necesario disponer de una fuente de agua abundante y de buena calidad a los fines de que no se obturen los goteros. La calidad del agua de riego está, fundamentalmente, caracterizada por su salinidad. La textura del suelo y sus posibilidades de drenaje determinarán los límites de la concentración de sales en el agua. En suelos de textura arenosa, con buen drenaje, riegos con aguas con conductividad eléctrica de 4000 µSiemens.cm^{-1} son toleradas por las plantas sin manifestar síntomas de marchitez o intoxicación. La frecuencia y los volúmenes de los riegos dependerán de las condiciones climáticas, el tipo de suelo, la disponibilidad y calidad del agua. Aportes de agua de entre 5 y 20 $l.planta^{-1}$ por riego han sido los más comúnmente utilizados en experiencias piloto de reforestación con estas especies en diferentes zonas del Monte (Cony *et al.*, datos no publicados).

Experiencias de reforestación con especies de *Prosopis* en el Monte

Si bien no se cuenta con abundantes resultados publicados sobre la mayoría de las experiencias de reforestación con estas especies, se vienen desarrollando plantaciones experimentales con *P. chilensis* y *P. flexuosa* en diferentes regiones del Monte. Para estas experiencias, se recolectó germoplasma en distintas áreas de material genético dentro de la zona de distribución de ambas especies en el Monte (Cony, 1993). Se han probado diferentes procedencias con distintos métodos de plantación y provisión de agua posterior al trasplante hasta tanto las raíces alcancen el nivel freático, variable según los sitios donde se llevaron a cabo las experiencias (Villagra *et al*., 2004). En Mendoza se establecieron ensayos progenie/procedencia de ambas especies sobre suelos franco-arenosos. Estos ensayos, recibieron láminas acumuladas de 400 mm de irrigación durante la primera temporada de crecimiento y alcanzaron el nivel freático de 3 m de profundidad a los 6 meses del trasplante. Por su parte, experiencias de reforestación en la zona de Telteca (140 mm anuales de precipitación) mostraron una supervivencia superior a un 80% luego de 18 meses desde el trasplante, con irrigaciones de 5 L de agua cada 2 meses durante primavera y verano. Sin embargo, durante ese período no alcanzaron el nivel freático (11 m de profundidad) (Cony, 1996; Villagra *et al*., 2004, Cony, datos no publicados). En Divisadero (Santa Rosa, Mendoza, 300 mm anuales de precipitación), plantaciones con distintos orígenes genéticos de ambas especies mostraron valores de supervivencia del 68% luego de 15 años, regados con 10 L de agua cada 30 días durante 2 años, en los meses de primavera-verano. Dichas plantaciones son utilizadas, actualmente, para realizar experiencias de poda (Alvarez *et al*., 2010).

Más recientemente, se han establecido experiencias piloto de restauración de mayor escala (entre 15 y 20 ha) en Santa Rosa y La Paz (Mendoza), utilizando procedencias seleccionadas de *P. flexuosa* y *P. chilensis*. Durante 2019, nuevas experiencias de restauración activa y pasiva se realizarán en áreas ganaderas de los departamentos de Lavalle y La Paz (Mendoza).

Haciendo un resumen de los resultados encontrados al evaluar diferentes metodologías de implantación y mantenimiento de plantaciones de algarrobos realizadas en zonas áridas del Monte, tanto en experimentos científicos como empíricos, se puede destacar que:

1) los trasplantes a terreno definitivo realizados durante el otoño presentan mejores tasas de supervivencia, a iguales volúmenes de irrigación, que los realizados durante primavera o verano;

2) el trasplante debe hacerse con pan de tierra, evitando rotura de raíces para disminuir los efectos del "shock" de ese momento;

3) si bien *P. flexuosa* y *P. chilensis* presentan características morfo-fisiológicas que les permiten evitar y tolerar la sequía, los plantines deben ser regados inmediatamente después de ser colocados y haber tapado el hoyo de plantación para aumentar las tasas de supervivencia;

4) es conveniente dejar una pequeña batea alrededor de la planta para concentrar sobre la misma el agua de irrigación y el agua de lluvia;

5) cuando el recurso hídrico para irrigación es muy escaso, de mala calidad o de alto costo, es conveniente realizar modificaciones microtopográficas del terreno para colectar la mayor cantidad de agua de lluvia cerca de la planta;

6) los suelos arenosos en superficie permiten una mayor infiltración y una menor pérdida de humedad por evaporación;

7) el aporte de materia orgánica estabilizada (tipo compost) mejora las condiciones de crecimiento del plantín y retiene humedad. En algunos ensayos, 5 dm^3 por planta, colocados en el hoyo de plantación, mostraron diferencias significativas en la supervivencia y crecimiento de las mismas;

8) cada planta debe ser protegida con algún tipo de malla, colocada alrededor de la misma, para evitar el ataque de la fauna silvestre;

9) las plantaciones deben aislarse de la influencia del ganado, al menos hasta que alcancen los 2,5 m de altura;

10) para el Monte, los requerimientos de irrigación que aseguren una alta supervivencia de las plantas de algarrobo son muy variables de acuerdo a la condición climática del año y a las características del terreno. Son necesarios 2 riegos de 10 $l.planta^{-1}$, como mínimo, uno en el momento de la plantación y otro a los 15 días posteriores;

11) el tiempo de mantenimiento de los riegos dependerá de la profundidad del nivel freático. A mayor profundidad se requerirá mayor irrigación;

12) los plantines de ambas especies de *Prosopis* producidos a partir de germoplasma del Bolsón de Fiambalá presentaron mayores tasas de crecimiento en varios ensayos realizados.

8.4.5 Aspectos silviculturales de la chica

En las zonas más áridas del Monte, la chica ha sido una especie de importancia para los pobladores locales, pero poco se conoce sobre aspectos silviculturales. Se resumen a continuación los avances sobre este tema.

Las semillas de *R. girolae* poseen dormición física impuesta por la impermeabilidad de los tegumentos. En condiciones naturales la germinación ocurre cuando la cubierta del fruto está debilitada por la degradación ambiental o rota por la acción de un dispersor. Por esto, para su reproducción en vivero, esta dormición debe ser superada a través de tratamientos pregerminativos para lograr una rápida y uniforme germinación (Meglioli *et al*., 2012; Zapata, 2017). Los tratamientos pregerminativos que reportan los mejores resultados respecto al porcentaje, tiempo y uniformidad de germinación son la escarificación mecánica con lija (>92%), con agua caliente (>70%) (Zapata, 2017) y con ácido sulfúrico (66%) (Meglioli *et al*., 2012). Las semillas de chica mantienen la viabilidad por varios años, habiéndose registrado porcentajes de germinación mayores al 70% aun después de 7 años de almacenamiento en galpón bajo condiciones naturales.

El crecimiento aéreo y radicular de plántula en vivero está influenciado por el tamaño del envase, recomendándose para la realización de plantines, tubetes de 500 cm^3 de capacidad y 20 cm de longitud. En un lapso de 1 mes después de la siembra se obtienen plantines con una relación tallo/raíz 1:1,56 con tallo lignificado y en condiciones de ser rusticados para ser llevados a plantación.

La especie también demuestra posibilidades de ser multiplicada agámicamente. Se han registrado que estacas de tallos semileñosas de 2 y 3 años tienen la capacidad de emitir raíces y generar una nueva plántula (Zapata, datos no publicados).

El crecimiento de individuos llevados a campo es lento durante los primeros años de vida. Un ejemplar a los 25 años de plantado, en sitio peridoméstico, llegó a medir 85 mm de diámetro basal y 3,5 metros de altura y, a esta edad, comenzó a florecer. Los individuos pueden ser podados mediante motosierra (con hacha no es posible), eliminando las ramas inferiores para levantar el fuste y elevar la copa. Esta tarea debe ser periódica dada la tendencia de las ramas de descender hacia el suelo y postrarse, además de la capacidad de rebrote que poseen los troncos.

La colecta de frutos para el uso de sus semillas puede realizarse en el período otoñal mediante el vareo de los árboles para voltear los frutos o en el invierno, cuando un gran porcentaje se ha desprendido de los árboles, mediante la colecta directa sobre el suelo debajo de las plantas. Dada la gran variabilidad entre distintos años, no pueden establecerse fehacientemente valores de productividad de frutos. Se han registrado, para plantas adultas (más de 100 años), colectas anuales de pocos frutos por planta hasta 50 kg, lo que significaría obtener en esta última situación 15 kg de grano, teniendo en cuenta que la relación fruto/semilla promedia el 30%.

Es de notar la baja cantidad de renuevos que se observan en varias poblaciones, así como la incidencia del daño ocasionado por el ganado doméstico sobre ejemplares juveniles. Se recomienda implementar un plan de protección y repoblación forestal en estas poblaciones, de manera de asegurar la instalación y crecimiento de nuevos individuos que aseguren la continuidad poblacional y supervivencia de la especie.

8.4.6 Manejo de bosque con uso múltiple

Como vimos, solo en algunos sitios del Monte es posible pensar en planes de manejo orientados principalmente al uso forestal. Por el contrario, como consecuencia de la baja productividad maderera, los sistemas productivos de usos múltiples son los más promisorios y extendidos en la región. Estos sistemas tienen un alto potencial de diversificación mediante la implementación de prácticas de aprovechamiento forestal no maderable, como la ganadería, la apicultura, la recolección de material vegetal con fines medicinales, ornamentales o aromáticos, la obtención de ceras, gomas o resinas, el aprovechamiento de la fauna silvestre, entre muchas otras actividades (ver apartado 3.2). La diversificación en la producción de estos bosques nativos es clave para lograr una adecuada sostenibilidad del sistema (Karlin y Coirini, 2012).

Manejo de bosque con ganadería integrada

Una de las formas de uso múltiple más promisorio es el manejo de bosques con ganadería integrada (MBGI). En él, las leñosas perennes, árboles y arbustos interactúan con los componentes tradicionales de la ganadería, forrajeras herbáceas y ganado, de forma integrada. El objetivo principal es el manejo, aprovechamiento y conservación del bosque nativo y sus servicios ecosistémicos. En el MBGI la actividad ganadera se complementa con otras formas de aprovechamiento del bosque, de manera de lograr sostenibilidad ambiental, económica y social, bajo el principio de mantener y mejorar el bienestar del productor y las comunidades asociadas (Borrás *et al*., 2017).

Los principales beneficios de estos sistemas son (Karlin, 2013):

- mantener el microclima, influyendo positivamente sobre el ganado, ya que regula las temperaturas extremas, y sus variaciones bruscas, que producen severas mermas en la productividad animal;

- aportar directamente forraje a partir de hojas, ramas tiernas, frutos, flores y hojarasca que son consumidos por el ganado, esto adquiere gran relevancia en las épocas de bache forrajero;

- mejorar la calidad de las forrajeras herbáceas bajo dosel, las que conservan valores relativos altos de proteína en invierno;

- contribuir a la infraestructura de la actividad ganadera proveyendo postes, varillas, cercos vivos;

- permitir una complementación en la exploración del suelo por las raíces de los árboles y las pasturas; y

- mejorar la productividad y calidad forestal del bosque mediante las prácticas silvícolas.

En el manejo de la cobertura arbustiva se deberá tener en cuenta el balance entre el área desaprovechada para pastoreo y circulación de los animales, y la cobertura mínima necesaria para la protección del suelo y la biodiversidad (Coirini *et al*., 2017). Además, debe considerarse la competencia por luz y agua con las herbáceas forrajeras. Si bien la producción de pasto disminuye proporcionalmente con la reducción de intensidad de luz, la calidad de este se mantiene (Díaz, 2003; Cavagnaro y Trione, 2007). Algunas variables de fertilidad del suelo mejoran como por ejemplo la materia orgánica, y nitrógeno bajo copa de *Prosopis* respecto al interparche (Rossi y Villagra, 2003; Abril *et al*., 2009). En casos con alta cobertura arbustiva es conveniente realizar

desarbustados selectivos con el propósito de fomentar el crecimiento de las pasturas. Los mismos pueden realizarse manualmente o con maquinaria liviana, manteniendo la estructura boscosa, de modo que no se afecte el normal crecimiento de renuevos forestales. En general, es necesario promover la regeneración del bosque a través de la facilitación y protección de la regeneración natural y del enriquecimiento con especies de interés. En muchos casos se deberá acompañar con clausuras temporarias para reducir el daño a las plantas producido por el ganado.

El rolado como herramienta

Bajo el esquema conceptual de estados y transiciones los ecosistemas presentan estados con comunidades vegetales dinámicas. Las transiciones son eventos climáticos o antrópicos que marcan umbrales que definen la capacidad del ecosistema de retornar a su estado anterior. Cuando los disturbios superan esos umbrales el sistema pierden la capacidad de recuperación, estabilizándose en otro estado estable (Westoby *et al*., 1989; Bestelmeyer *et al*., 2003). Disturbios como incendios forestales, sequías estacionales o sobrepastoreo desencadenan transiciones que pueden llevar a situaciones de alta cobertura de arbustos en detrimento del estrato herbáceo. Este proceso puede constituirse en un estado estable. Los procesos de arbustización del bosque llevan a estados considerados poco productivos desde el punto de vista de la ganadería vacuna, por la disminución de la oferta forrajera, ya sea por la pérdida de especies forrajeras o bien por la aparición de nuevas especies no forrajeras. Por su parte, la arbustización también genera problemas de acceso de los animales al pastoreo a las especies forrajeras. Además, la alta cobertura arbustiva vuelve vulnerables al bosque ante incendios forestales debido a la alta carga combustible.

El rolado selectivo de baja intensidad (RBI) es una herramienta de manejo que buscar revertir procesos de arbustización mediante la remoción del material vegetal de especies arbustivas (Kunst *et al*., 2008). El rolo es un elemento mecánico que consta de un cilindro con cuchillas alternas en su periferia traccionado mediante un tractor. Su funcionamiento se basa en la energía cinética que provoca su accionar generando aplastamiento y trozando el arbustal a su paso (Mora y Rosales Mercado, 2012). A su vez, las cuchillas generan la remoción del suelo capaz de generar activación del banco de semillas en suelo, modificar la capacidad de infiltración de agua en suelo y acelerar los procesos de mineralización de nutrientes (Adema *et al*., 2003; Kunst *et al*., 2003). El rolado elimina de manera temporal la vegetación arbustiva mejorando el ingreso de luz y agua al estrato herbáceo. Estos elementos son rápidamente utilizados por la vegetación herbácea induciendo a la germinación de semillas del suelo y el crecimiento vegetativo de las especies presentes.

En la provincia de Mendoza, el RBI como herramienta de manejo está siendo utilizado con la finalidad de revertir procesos de arbustización y mejorar la capacidad forrajera de los campos. En algunos casos y bajo determinados regímenes de precipitación (más de 400 mm) se acompaña al rolado con siembra de especies forrajeras megatérmicas, como son los casos del pasto llorón (*Eragrostis curvula)* y buffel grass (*Cenchrus ciliaris*) al sur y norte de Mendoza, respectivamente. A fin de evaluar el impacto de esta herramienta, se viene realizando un monitoreo para cuantificar la respuesta forrajera en campos que se han rolado. Se evaluaron en el sureste de Mendoza 14 lotes rolados en las temporadas 2015 y 2016, que incluyen zonas con distintos rangos de precipitaciones y zonas donde se acompañó el rolado con la siembra de pasto llorón. En todas las situaciones se observó que los valores de disponibilidad forrajera de pastos fueron superiores al testigo zonal, y que, en los casos donde se sembró pasto llorón, la disponibilidad forrajera corresponde en un 90% a la incorporación de esta especie (tabla 8.3) (Mora, 2018).

El efecto del rolado sobre los arbustos es temporal y se espera un nuevo crecimiento de la vegetación arbustiva. Se observó que al cabo de 7 años los valores de cobertura en el testigo y en el rolado de 7 años no mostraron diferencias significativas. Por su parte, se observó que en todas las situaciones roladas los valores de cobertura de gramíneas fueron superiores al testigo, reforzando la idea del efecto del rolado sobre la reestructuración espacial de los distintos estratos del bosque. La relación entre la cobertura de arbustos, pastos y renovales de árboles son variables claves a tener en cuenta a la hora de tomar una decisión para un retratamiento.

Tabla 8.3. Disponibilidad de pastos forrajeros (kg materia seca.ha^{-1}) de lotes rolados referenciados con el nombre del paraje más cercano, según zona y año de aplicación del rolado. El tratamiento con siembra corresponde a *Eragrostis curvula*. Medias con la misma letra, en el mismo año y zona, no difieren significativamente según ANOVA (p<0,05) (Mora 2018).

Precipitación anual	Tratamiento	Paraje	Año 2015	Año 2016
>400 mm	Testigo	Testigo zona1	243,3c	205,0b
	Rolado	Los Huarpes2	590,0bc	-
	Rolado	Canalejas	-	442,0a
	Rolado + siembra	La Mora	1041,7a	-
	Rolado + siembra	Los Huarpes1	805,0ab	-
300-400 mm	Testigo	Testigo zona 2	187,3b	179,0b
	Rolado	Bowen1	690,0a	-
	Rolado	Ovejería	-	414,0ab
	Rolado	La Horqueta 1	-	606,7a
	Rolado	La Horqueta 2	-	530,0ab
	Rolado + siembra	Bowen 2	911,7a	-
250-300 mm	Testigo	Testigo zona 3	136,7b	125,7b
	Rolado	Punta Agua 1	566,3a	-
	Rolado	Punta Agua 2	576,0a	-
	Rolado	Punta Agua 3	-	420,0ab
	Rolado	San Rafael 1	-	766,7a
	Rolado	San Rafael 2	-	566,7a

Manejo de gramíneas nativas: experiencias en el Monte

El desarrollo de variedades de gramíneas nativas es crucial para el éxito en la utilización como forraje y programas de revegetación (Kozub *et al*., 2017b). La especie *Leptochloa crinita* es una de las gramíneas forrajeras más importantes en el Monte; debido a su reproducción, altamente endogámica, genera genotipos con características diferentes, en cuanto a su biomasa, productividad y resistencia a la sequía (Kozub *et al*., 2017a). En la Argentina existen dos bancos de germoplasma de *L. crinita*: el Banco de Germoplasma de Gramíneas Nativas (IADIZA-CCT CONICET, Mendoza) que posee 21 variedades colectadas en el Monte árido (Cavagnaro *et al*., 1989; Kozub *et al*., 2017b) y el de la Facultad de Ciencias Agrarias de la Universidad Nacional del Litoral con 40 variedades recolectadas en Argentina (Marinoni *et al*., 2015). Estas variedades presentan diferencias en su productividad, las que se deben, principalmente, a la partición de fotoasimilados (Greco y Cavagnaro, 2002, 2005; Cavagnaro *et al*., 2006). Por otro lado, la resistencia a la sequía se encuentra relacionada con el lugar de origen de cada una de las variedades, siendo más resistentes aquellas recolectadas en los sitios más áridos (Quiroga *et al*., 2013). Cinco cultivares de *L. crinita* procedentes del Monte se encuentran registrados en Argentina (Chamical-INTA 13645, San Juan-IAD 15155, Pichi-IAD 16206, Salas-IAD 16205, Mirador-IAD 16204). Cada una de estos cultivares tiene determinadas características que las hace propicias para ser usadas con distintos objetivos: Pichi-IAD 16206 y Chamical INAR 13645, con potencialidad forrajera por su alta productividad; Salas-IAD 16205 como cobertura de suelos e interfilares de cultivos; San Juan-IAD 15155 como cultivo con resistencia a la sequía, Mirador -IAD 16204 de productividad mediana y resistente a la salinidad (Kozub *et al*., 2017b; Kozub *et al.,* datos no publicados). En este contexto, se puede concluir que *L. crinita* presenta un gran número de variedades con características morfológicas y fisiológicas diferenciales que pueden resultar adecuadas a los fines de la restauración ecológica y el enriquecimiento con fines ganaderos.

Una estrategia interesante desde el punto de vista de lograr sostenibilidad de la producción ganadera es el enriquecimiento del Monte con especies nativas. En este sentido, se han realizado ensayos de enriquecimiento con *L. crinita* como complemento del rolado. Las experiencias se condujeron en la zona de Ovejería (sureste de Mendoza) y se utilizó un rolo cortador con cajón sembrador para tal fin. La siembra mostró un incremento de 1,4 plantas.m^{-2} de *L. crinita* que enriqueció el tapiz vegetal herbáceo. Por su parte, se observó el efecto del incremento en densidad de las especies nativas presentes producto del efecto del rolado sobre el estrato herbáceo en la germinación de semillas del banco de suelo. También se pudo apreciar un incremento en el tamaño de los individuos de las especies de pastos forrajeros presentes previo al tratamiento (Mora *et al*., 2013).

8.5 Prioridades de generación de conocimiento para el manejo sostenible de los bosques del Monte

a) Información de base para el ordenamiento forestal sostenible: si bien durante los últimos 30 años se ha avanzado de manera sustancial en el conocimiento de los bosques del Monte, un aspecto clave para el ordenamiento forestal sostenible es completar la información de base acerca de la distribución y estructura forestal actual a lo largo de toda su distribución, y focalizar en el monitoreo a largo plazo. El conocimiento sobre la biomasa leñosa y la productividad forestal de los bosques es incompleto y heterogéneo. Esta información, en conjunto con el análisis de la distribución histórica y potencial de cada tipo de bosque, permitirá definir áreas con distinta potencialidad para el desarrollo forestal y descartar emprendimientos de base forestal en áreas sin vocación forestal.

b) Conocimiento de aspectos silviculturales de las distintas especies forestales: mucho se ha investigado y experimentado sobre *Prosopis chilensis* y *P. flexuosa*, algo sobre *Bulnesia retama* y poco sobre *Ramorinoa girolae* y *Geoffroea decorticans*. Sin embargo, faltan estudiar muchos aspectos de la silvicultura de estas y otras especies forestales (*Prosopis ferox*, *Parasenegalia visco*, *Maytenus boaria*, *Ochetophila trinervis*, etc.).

c) Conocimiento de la percepción, costumbres y formas de uso de los recursos naturales del bosque: para lograr la sostenibilidad ambiental, social y económica del uso del bosque es necesario conocer procesos socioculturales del vínculo entre el bosque y los pobladores locales. El continuo registro de los conocimientos y usos, actuales e históricos de los bosques son de importancia para evitar la erosión cultural que afecta a los pueblos del Monte. Si bien se ha profundizado en la evaluación histórica del uso del bosque y las causas de los cambios en la distribución y estructura del bosque, son pocos los estudios que analizan el vínculo actual entre las distintas comunidades humanas y el bosque.

d) Desarrollo y evaluación de prácticas silviculturales: existen algunas formas de utilización silvicultural que deberían ser estudiados en mayor profundidad. Entre estas, la aplicación de técnicas silvícolas que no implique la muerte de los ejemplares adultos es un desafío mayor en el Monte. Es necesario evaluar los resultados de la aplicación de podas de formación, extracción de fustes secundarios y la cosecha de leña seca. También podría pensarse en la poda en verde o durante el periodo de crecimiento para disminuir la ocurrencia de rebrotes.

e) Evaluación y valoración de los productos que se pueden obtener del bosque: la mayor parte de los bosques del Monte reciben usos múltiples por parte de los pobladores; sin embargo, la mayoría son usados solo desde un punto de vista doméstico, sin incluirse en un plan de manejo formal. Es necesario el conocimiento de las productividades de cada uno de ellos y la evaluación de la forma de incluirlos en planes de uso sostenible. El caso del aprovechamiento de la fauna silvestre es un ejemplo en el que es conocida la utilización que hacen los pobladores, que ha recibido un interés inicial en desarrollarlo (planes de manejo de algunas especies como coipo y lagarto colorado) con participación de las comunidades locales, pero que no se ha llevado a la práctica por dificultades de incorporar estos productos en la economía formal.

f) Evaluación de nuevos sistemas de manejo ganadero: se han diseñado sistemas de pastoreo rotativo que optimizan la productividad en sistemas de ganadería vacuna y se han

desarrollado técnicas para mejorar la productividad forrajera, por ej., el control de la arbustización. Sin embargo, es necesario evaluar los efectos de estas prácticas sobre la renovación del bosque y profundizar los estudios de manejo ganadero para ganadería caprina, donde los arbustos son parte importante de la dieta.

g) Definición de indicadores de sostenibilidad: es necesario definir con claridad indicadores de sostenibilidad referidos al aprovechamiento y/o conservación de áreas de bosque, en relación a su contexto ambiental, social, económico y legal. Los indicadores propuestos deben validarse en la práctica, contextualizarse al menos por sector, y definirse los umbrales críticos de cada uno. Finalmente, deben ser compilados y utilizados para las reglamentaciones provinciales de uso de bosques.

h) Evaluación de sistemas productivos en un contexto de manejo adaptativo: es necesario desarrollar propuestas de manejo sostenible en función de la oferta del bosque y las demandas de los pobladores locales, tanto para productos forestales madereros como para los otros servicios ecosistémicos del bosque; y ponerlas a prueba con adecuados planes de monitoreo de los resultados obtenidos y adaptación de las propuestas en función de estos resultados. En relación a los sistemas productivos mixtos (silvopastoriles, uso múltiple, manejo de bosque con ganadería integrada) es importante incrementar los esfuerzos destinados a estudiar las relaciones suelo-planta-animal, con especial énfasis en el rol de las distintas formas de vida sobre la regulación ecosistémica y oferta de recursos no madereros.

i) Desarrollo de metodologías de restauración ecológica de ambientes degradados: es necesario la puesta a punto de técnicas de restauración pasiva y asistida de áreas degradadas. La utilización de especies nativas para actividades de restauración debe ser complementada con estudios que evalúen el efecto en el ecosistema de su implantación.

i) Escenarios futuros en contexto cambio climático y global: el contexto ambiental previsto a partir de los modelos de cambio climático y de uso del suelo generan nuevos desafíos tanto del punto de vista de la conservación del bosque como de su aprovechamiento.

8.6 Conclusiones

Los bosques del Monte han sido fuente de subsistencia para numerosas comunidades humanas durante varios siglos y han subsidiado el desarrollo de los oasis irrigados a través de la provisión de recursos madereros y no madereros. El uso inadecuado ha llevado a procesos de degradación que se evidencian en la disminución de la superficie forestal, la simplificación de la estructura y la disminución de la productividad. El desafío es generar modelos de ordenamiento forestal sostenibles, determinando para cada región las posibilidades de manejo, las estrategias de conservación de los servicios ecosistémicos y las zonas que requieran planes de restauración. Para esto es necesario profundizar el análisis de la distribución potencial, histórica y actual de los boques, la determinación de la heterogeneidad espacial de su productividad, y la implementación de planes de uso que tiendan el manejo adaptativo. La principal comunidad boscosa en el Monte es el algarrobal, que presenta un gradiente latitudinal de productividad. Esto determina que los algarrobales del norte del Monte puedan tener un destino forestal maderable; sin embargo, la mayor parte de los algarrobales deben ser considerados para el desarrollo de planes de usos múltiples. Desde el punto de vista forestal, un aspecto fundamental a considerar es que la supervivencia de los árboles se torna en el principal factor determinante de la persistencia poblacional, por lo que es necesario pensar en técnicas silvícolas que disminuyan la mortalidad de individuos y aprovechen la regeneración natural. Desde el punto de vista ganadero, el manejo de bosque con ganadería integrada surge como un sistema interesante a poner a prueba. Por otro lado, se torna indispensable la valoración económica de los otros productos no madereros del bosque a fin de incluirlos formalmente en los planes de manejo. Para los casos donde la degradación haya disminuido la capacidad de recuperación del bosque, la restauración con especies nativas está comenzando a probarse con resultados promisorios. Finalmente, es necesario considerar que los escenarios futuros de cambio climático pueden modificar las condiciones ambientales del bosque, por lo que surgen como un desafío extra para la planificación del manejo del bosque del Monte.

CUADRO 1

Agua superficial y subterránea: Servicios hídricos en la cuenca del río Mendoza

Pablo Meglioli
Instituto Argentino de Nivología, Glaciología y Ciencias Ambientales (IANIGLA-CONICET Mendoza).
Facultad de Ciencias Agrarias, Universidad Nacional de Cuyo.

En las zonas áridas, la baja disponibilidad de agua es el principal factor limitante de la productividad primaria y de las actividades productivas que puedan desarrollarse (Noy-Meir, 1973). Las lluvias en los desiertos son escasas e impredecibles y comúnmente se desarrollan como unos pocos pulsos discretos de gran magnitud (Magliano *et al.* 2015). En estos casos, los servicios hídricos aportados por las precipitaciones locales son evidentes en los ecosistemas y para la sociedad. Así, los procesos ecosistémicos se aceleran luego de periodos de humedad superficial o de lluvias estacionales (Villagra *et al*., 2013). A su vez, las poblaciones humanas que viven en estos ambientes utilizan diversas estrategias y tecnologías de uso y almacenamiento del agua. Por ejemplo, la canalización del agua pluvial y construcción de represas es una práctica habitual para disponer de agua en momentos de mayor sequía (Castellino *et al*., 2010).

En otras situaciones, el acceso a fuentes de aguas subterráneas cercanas a la superficie aumenta la productividad primaria y contribuyen con el desarrollo de las poblaciones locales (Cui y Shao, 2005; Taylor *et al*., 2013). En estos casos, los servicios hídricos generados por la provisión de agua desde los acuíferos no son tan evidentes. Estos ecosistemas vinculan los sistemas superficiales y los acuíferos libres a través del uso de agua subterránea por las plantas freatófitas (Eamus *et al*., 2015). Asimismo, los pobladores pueden proveerse de este reservorio hídrico más estable, mediante distintos sistemas de uso de agua subterránea como por ejemplo las perforaciones, pozos baldes y jagüeles (Castellino *et al*., 2010).

En el Monte central, los bosques freatófitos logran mayor desarrollo en los valles intermédanos, donde los algarrobos acceden al agua subterránea, respecto a los médanos, donde la freática al estar a una mayor profundidad es inasequible. Los estudios del agua freática indican que su origen se corresponde con agua de precipitaciones níveas en la cordillera a más de 200 km de la planicie eólica (Aranibar *et al*., 2011; Jobbágy *et al*., 2011). Las nevadas en la cordillera de los Andes, los deshielos que alimentan los ríos superficiales, la recarga de los acuíferos, el consumo de agua por los oasis irrigados y ciudad de Mendoza, y la descarga por uso de los bosques freatófitos, son procesos hidrológicos que integran la dinámica regional del acuífero (fig. 8.14). Este análisis de flujos hidrológicos dominantes nos muestra que los algarrobales en la Reserva Telteca son subsidiados por el aporte de agua exógena, originada en la humedad proveniente del pacífico (Jobbágy *et al*., 2011; Gomez *et al*., 2014).

Una característica de los ecosistemas dependientes del agua subterránea es que los cambios en la disponibilidad de agua subterránea resultan en cambios significativos en la estructura y funciones ecosistémicas (Eamus *et al*., 2015). Pero, a su vez, las freatófitas constituyen un componente importante del ciclo hidrológico debido a que las diferentes tasas de consumo del agua subterránea (transpiración) repercuten sobre los niveles freáticos y el balance hidrológico, generando dinámicas de uso y no uso del agua subterránea a escalas diarias y estacionales (Naumburg *et al*., 2005; Villagra *et al*., 2011). De esta forma, cualquier intervención humana que modifique la estructura y composición de especies vegetales puede alterar la prestación de servicios hídricos (Meglioli 2015). En el desierto del Monte central, la remoción de las plantas leñosas producida por el establecimiento de los puestos ganaderos en los valles intermédanos, incrementa el trasporte profundo de agua, nitratos y sales, los cuales modifican la composición química del acuífero (Villagra *et al*., 2013; Meglioli *et al*., 2014).

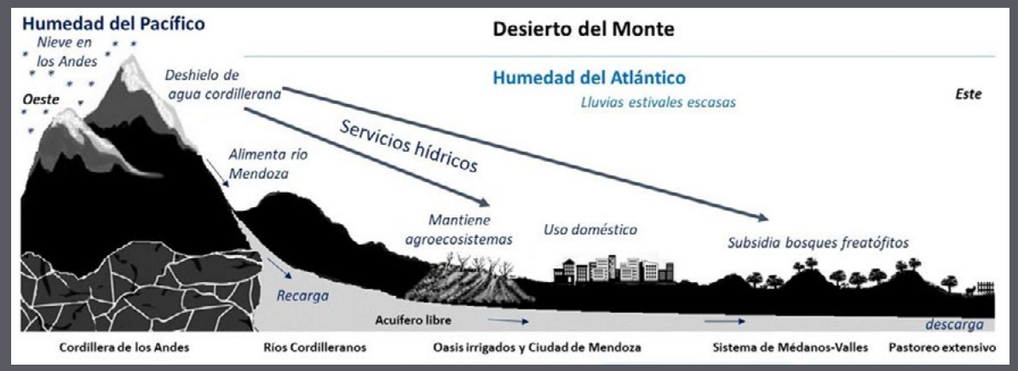


Figura 8.14. Modelo conceptual de los procesos hidrológicos dominantes de la dinámica del acuífero y de los servicios hídricos en la cuenca del río Mendoza (adaptado de Jobbágy *et al.*, 2011).

CUADRO 2

Regeneración de la especie *Bulnesia retama*: el ciclo de dispersión de semillas

Eduardo Pucheta, Yanina Ribas-Fernández
Grupo de Ecología del Desierto (GEDes), Departamento de Biología, FCEFN, UNSJ.

Es importante distinguir entre el proceso de dispersión de semillas, el que resume únicamente la fase en que las semillas se redistribuyen desde la planta, y el ciclo de dispersión de semillas, que incluye la sucesión de fases desde la producción de semillas por la planta adulta, pasando por su dispersión y formación de un banco de semillas, hasta que nuevas plantas se instalan y llegan a ser nuevos adultos (Wang y Smith, 2002). El diagrama de la figura 8.15 presenta las fases, los procesos y los mecanismos que explican la proporción de semillas iniciales que llegan a convertirse en individuos adultos en *B. retama*.

La producción de frutos de la población depende básicamente de su estructura etaria (o de tamaños) y de su densidad poblacional. Una mayor densidad de individuos de mayor tamaño genera una mayor producción de semillas por hectárea. En cuanto a los sistemas de polinización, *B. retama* posee flores perfectas autocompatibles, lo que le permite alternar entre autogamia (polinización dentro de la misma planta) con polinización cruzada (fertilización entre individuos diferentes). Además, esta especie muestra denso-dependencia para la producción de frutos (efecto Allee) lo que sugiere que esta especie muestra limitación de polen para todos los agentes polinizadores, sean estos insectos o el viento (Massut *et al.* datos no publicados). Estos mecanismos explican la disponibilidad inicial de frutos en los individuos de retamo, la que por remoción por frugívoros y ataques parciales de insectos disminuye en 34 y 19%, respectivamente (Ribas-Fernández *et al.*, 2009). La disponibilidad inicial de semillas luego de un periodo de 90 días aproximadamente se reduce un 65,8%, las que serán luego dispersadas por el viento y redistribuidas entre micrositios por animales, viento y agua. Esta especie comienza a dispersar sus semillas en diciembre (Debandi *et al.*, 2002), pero aún lo sigue haciendo hasta entrado el otoño, lo que sugiere que tendría un tipo de banco de semillas aéreo. Luego de dispersadas y redistribuidas (fases I y II de la dispersión), las semillas forman un banco transitorio debajo de las copas de los retamos (1020 semillas m^{-2}), entre los restos de plantas anuales (528 semillas m^{-2}) y en áreas abiertas (49,4 semillas m^{-2}) (Ribas-Fernández *et al.*, 2009).

La tasa de germinación está controlada directamente por la magnitud de las lluvias y en segundo lugar por el nivel de protección del disturbio, mientras que entre los micrositios no muestran variaciones. La mayor tasa de germinación de semillas ocurre durante los primeros 4 meses desde su incubación en el suelo, la germinación alcanza el 90% de las semillas. Entre los mecanismos más importantes que explican la alta germinación de las semillas, se puede mencionar el lavado y pérdida de las cubiertas del fruto, las que actúan como barrera mecánica ante la emergencia de la radícula y es posible que posean sustancias químicas inhibidoras solubles en agua como lo sugieren varios experimentos de laboratorio (Ribas-Fernández, 2016). Otros mecanismos, como la granivoría, pueden explicar hasta un 30% de disminución de semillas en el suelo.

Un bajo porcentaje de semillas se transforma en plántulas (5% aproximadamente). Su emergencia y reclutamiento está relacionada positivamente con las precipitaciones del sitio y con la identidad del micrositio (alrededor de 8% bajo copas y 3% en suelos sin vegetación). El establecimiento de juveniles es la última fase del ciclo de las semillas y al parecer el filtro más importante regulando la cantidad de individuos que se suman a la población. La mayor instalación (11%) se observa bajo arbustos en ausencia de pastoreo y solo 1% de las plántulas termina estableciéndose en áreas abiertas sometidas a uso.

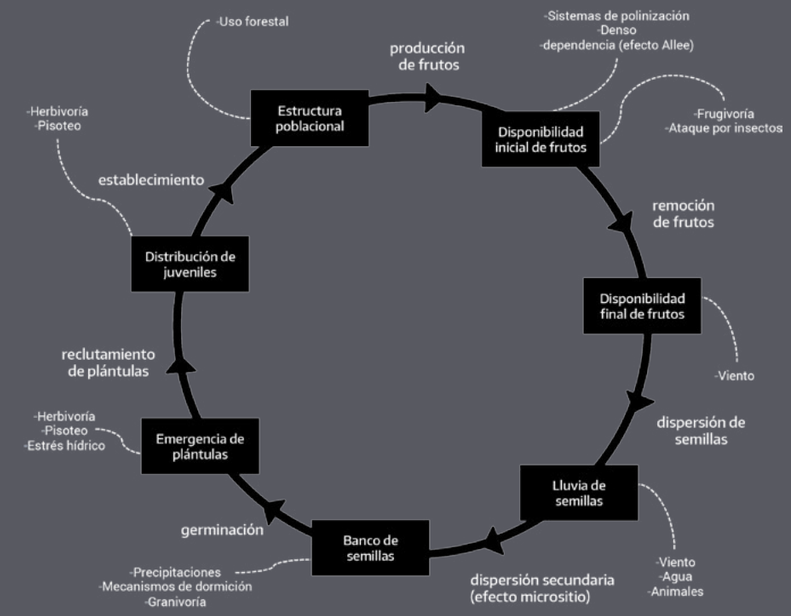


Figura 8.15. Ciclo de dispersión de semillas de Bulnesia retama. El diagrama muestra cajas (diferentes fases del ciclo) conectadas por procesos (flechas y textos asociados), los que están explicados por diversos mecanismos predominantes (textos vinculados por líneas de puntos).

CUADRO 3

Bosques pedemontanos de chacay y maitén

Leandro Alvarez, Nazareth Vezzani
Instituto Argentino de Nivología, Glaciología y Ciencias Ambientales (IANIGLA-CONICET Mendoza)

El chacay (*Ochetophila trinervis*) y el maitén (*Maytenus boaria*) son especies arbóreas del pedemonte de la cordillera de los Andes. Su distribución altitudinal es reducida y está acotada entre los 1400 y los 2100 m.s.n.m. Estos bosques se desarrollan en galería en quebradas sobre cauces y arroyos que nacen del deshielo. Su valor ecológico radica fundamentalmente en la protección del suelo de las cuencas hídricas.

Bosques de *Maytenus boaria* (maitén)

Los bosques de maitén en Argentina tienen una distribución discontinua desde Córdoba hasta Tierra del Fuego, con una mayor presencia en la Patagonia, en el borde oriental de la cordillera (Roig, 1981; Besio *et al*., 2011). Estos bosques forman parches ubicados en las márgenes de arroyos, partes bajas de quebradas y cañadones (fig. 8.16). En Mendoza estos bosques se localizan en cuestas y quebradas húmedas de la cordillera frontal o en terrazas aluviales de bosques mixtos con chacay, en la zona comprendida entre el río Tunuyán y el arroyo Yaucha. Estudios realizados localmente indican que estos bosques presentan alturas de 4 a 10 m, forman parches de 100 a 400 m² y cubren sus requerimientos hídricos debido al agua freática disponible (Besio, 2010). Según la frecuencia de las clases diamétricas, esta especie presenta un mayor porcentaje de renovales y juveniles. En cuanto a la sanidad, existe una gran variabilidad entre las distintas poblaciones estudiadas; sin embargo, en todas se encuentran individuos sanos en todas las categorías. Entre los adultos, solo el 19% está sano y los de mayor diámetro son los más afectados, lo cual indicaría que son árboles longevos o que están sufriendo algún tipo de estrés que reduce su vitalidad (Besio *et al*., 2011).

El maitén tiene un valor cultural por su uso como madera, forraje, planta medicinal y ornamental (Tortorelli, 1956; Roig, 2001). Desde el punto de vista ecológico, gracias a sus raíces gemíferas, se generan renovales que contribuyen a fijar el suelo en sitios con fuertes pendientes.



Figura 8.16. Desarrollo característico de bosques de maitén en quebradas de San Carlos (Mendoza) (Foto: J. Salva)

Bosques de *Ochetophila trinervis* (chacay)

El chacay se localiza en Argentina desde Calingasta, en San Juan hasta el suroeste de Santa Cruz (Schmelter, 2002). En Mendoza presenta una distribución asociada a la zona de transición entre los Andes centrales, la estepa Patagónica y el Monte. Esta especie puede ser arbórea o arbustiva y alcanzar hasta 8 m de altura (Ferreyra y Green, 2012). Se sitúa en las márgenes de cursos de agua permanentes o temporarios, por lo que se la considera una planta riparia, aunque puede llegar a formar bosques a cierta distancia de estos cursos de agua (fig. 8.17) Estos cumplen un rol ecológico importante por fijar nitrógeno a través de la simbiosis entre sus raíces y los hongos actinomicetes (Solans *et al*., 2003).

Los bosques de *Ochetophila trinervis* son considerados de gran importancia ecológica, social y económica, ya que no solo constituyen el hábitat para la fauna silvestre, sino que también influyen en la calidad y cantidad de agua de los ríos. Debido a las características de su madera, en ocasiones pueden estos árboles ser usados como recurso energético y maderero, y, probablemente, hayan sido usados como leña por los antiguos pueblos originarios. Es probable que el uso irracional de este recurso la haya convertido en una especie rara y que su existencia se vea peligrada en un corto plazo (Chiarlo *et al*.,1990).



Figura 8.17. Bosque de Chacay en galería sobre cauce seco en Poti Malal, Malargüe (Mendoza) (Foto: L. Alvarez).

CUADRO 4

Bosques de *Prosopis ferox* (churqui)

Mariano Morales
Instituto Argentino de Nivología, Glaciología y Ciencias Ambientales (IANIGLA-CONICET Mendoza)

Prosopis ferox Griseb. (Mimosoidea), conocido localmente como churqui, es un árbol espinoso, frecuentemente ramificado desde la base. Presenta corteza rugosa y madera dura, en la que se diferencian albura y duramen. En Argentina crece entre los 2600 y 3600 m de altura, en ambientes áridos (menos de 200 mm anuales) del norte del valle Calchaquí (Salta), en la Quebrada de Humahuaca (Jujuy) (fig. 8.18) y sectores aledaños al río San Juan del Oro, en el límite entre Jujuy y Sud Lípez. En Bolivia se lo encuentra en valles secos interandinos entre 2400 y 3400 m, en los departamentos de Potosí, Chuquisaca y Tarija.

Los bosques de *P. ferox* han sido tradicionalmente usados como fuente local de combustible y de madera para construcción menor. Tanto las hojas como los frutos de *P. ferox* son consumidas por el ganado doméstico (cabras y ovejas), siendo uno de los principales recursos forrajeros de la zona, debido a su abundancia y palatabilidad. Por ello, el bosque remanente refleja morfológicamente los impactos de esta actividad antrópica. En las márgenes del río Grande en la Quebrada de Humahuaca, los individuos de *P. ferox* se encuentran formando bosques cerrados de no más de 3-4 m de altura, restringida su distribución a los abanicos aluvionales y quebradas. Un poco más alejados de las márgenes del río Grande, en mesetas y laderas bajas los bosques son más abiertos. En el Parque Nacional Los Cardones (Salta), *P. ferox* forma extensos bosques riparios con individuos de gran dimensión que alcanzan los 10 m de altura y en algunos casos edades superiores a los 500 años.

Los frutos son indehiscentes, multisemillosos y en forma de vainas de gran resistencia mecánica. Las semillas tienen alta viabilidad, pudiendo mantener su poder germinativo hasta 7-10 años. Sus frutos son removidos del suelo por el ganado doméstico, camélidos y pequeños mamíferos; actuando como dispersores de las semillas. Otra manera de remoción de frutos es por el escurrimiento de agua por cárcavas y pequeñas quebradas durante la estación lluviosa. La presión de herbivoría sobre las plántulas de *P. ferox* puede afectar considerablemente la supervivencia.

Un estudio detallado sobre la influencia que los factores climáticos y antrópicos tienen sobre la estructura y dinámica de los bosques de *P. ferox* en la Quebrada de Humahuaca indica que la producción sostenible de madera para esta región requiere de la combinación simultánea de niveles reducidos de ganado y la ocurrencia de pulsos de precipitación en escalas de lustros que favorezcan el establecimiento y supervivencia de nuevos individuos (fig. 8.19) (Morales, 2007). Las respuestas a los pulsos de recursos en un ecosistema árido son complejas, más aún cuando los cambios en los factores ambientales implican la interacción entre las variaciones en el clima y los cambios en el uso de la tierra. Estos pulsos de diferente duración afectan diferentes procesos dinámicos del bosque de *P. ferox*. El establecimiento episódico está determinado principalmente por pulsos húmedos de más de un año de duración. Por el contrario, la naturaleza gradual y de largo plazo que caracteriza a los cambios en la carga ganadera se refleja también en cambios graduales y de largo plazo en el crecimiento radial y el establecimiento de los bosques. El pastoreo afecta las relaciones entre variabilidad climática y establecimiento a través del consumo de los nuevos individuos recientemente implantados. Es por ello que las relaciones entre establecimiento y precipitación son más evidentes en períodos con menor carga ganadera (fig. 8.18). Asimismo, el pastoreo a través del consumo de la biomasa por ramoneo, disminuye el crecimiento; sin embargo, se observa que la variabilidad interanual en el crecimiento responde a las variaciones interanuales de la precipitación.

El aumento de las precipitaciones ocurridos durante el siglo XX y la fuerte migración de la población rural en el noroeste argentino, han provocado la expansión y recuperación parcial del bosque de *P. ferox*, y en consecuencia de la comunidad vegetal asociada (fig. 8.19). Bajo este escenario la producción sostenible de madera se ve favorecida, sin embargo, aún se espera un largo período de uso de los bosques de *P. ferox* debido a los bajos ingresos de la población local, a la componente cultural que representa el uso de madera de *P. ferox* para cocinar en la región, al encarecimiento del precio de los combustibles y a las predicciones futuras sobre déficit energéticos.



Figura 8.18. Bosque de *Prosopis ferox* en la Quebrada de Humahuaca (Jujuy, Foto: M. Morales).

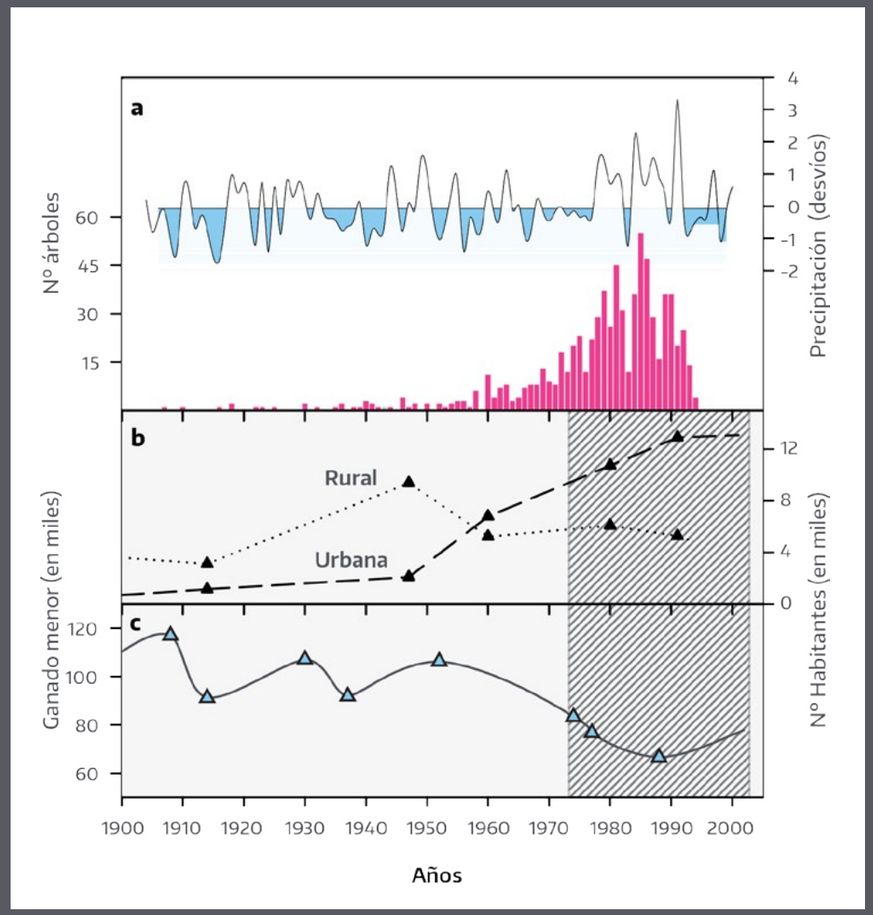


Figura 8.19. Bosques de *Prosopis ferox* en la Quebrada de Humahuaca. Estructura de edades (número de árboles establecidos cada año) en relación a los desvíos de la precipitación anual (julio-junio) regional de la Quebrada de Humahuaca (a); y en relación a las fluctuaciones en la cantidad de habitantes (b), y la cantidad de ganado menor (ovejas + cabras) del departamento de Humahuaca (c). El sector sombreado representa el período con menor impacto de las actividades antrópicas.

CUADRO 5

Ocupación territorial, pobladores y usos del bosque en el noreste de Mendoza

Alejandro Tonolli
Facultad de Ciencias Agrarias. Universidad Nacional de Cuyo. Instituto Argentino de Investigaciones de las Zonas Áridas (IADIZA-CONICET Mendoza).

Distribución de la población humana en el noreste de Mendoza

La explicación de la distribución de una población en un territorio debe considerar elementos de la propia naturaleza (recursos naturales y servicios ecosistémicos), de la relación sociedad naturaleza (utilidades y modos de uso de los recursos naturales) y de las relaciones sociales construidas (acceso a los recursos naturales y servicios ambientales, intercambios de bienes, etc.). El territorio del noreste de Mendoza presenta evidencias de ocupación, al menos durante los últimos 10.000 años, y actualmente es ocupada por pobladores que conforman unidades domésticas de producción, denominadas puestos (fig. 8.20).

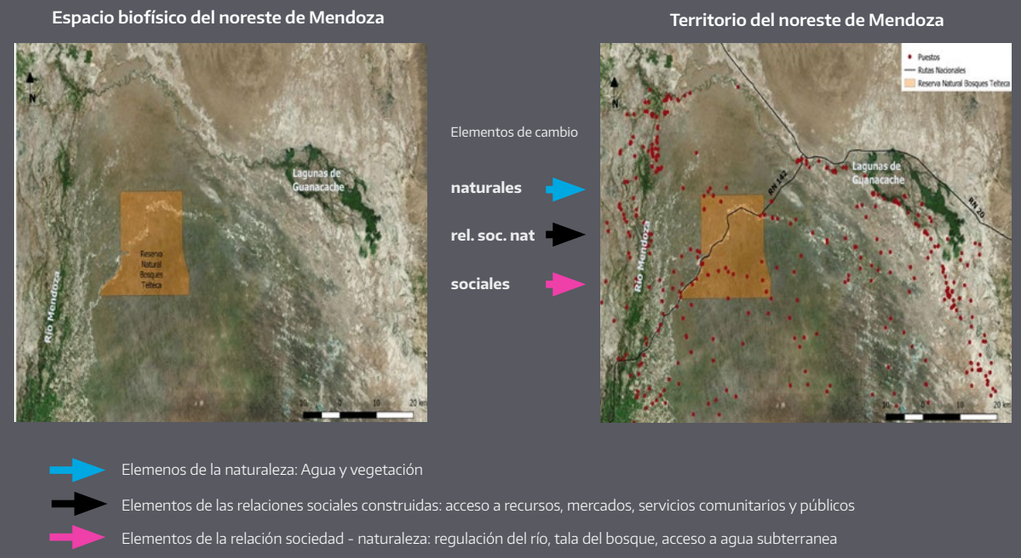


Figura 8.20. Espacio biofísico del noreste de Mendoza que ha sido atravesado por elementos de la relación sociedad-naturaleza y de las relaciones sociales construidas que explican la distribución de los puestos en el territorio construido. Los puntos rojos indican la ubicación de un puesto ganadero.

El agua es el condicionante principal de los procesos ecológicos, socioeconómicos y culturales en esta región. El principal elemento de la naturaleza que explica la ocupación del espacio es la disponibilidad y acceso al agua, encontrando una mayor densidad de puestos en las zonas correspondientes con los márgenes de los ríos, las lagunas y los paleocauces (Goirán *et al*., 2013). Otro elemento importante es la disponibilidad de vegetación para uso productivo (forraje para animales) y para uso doméstico (alimento, construcción y calefacción). En este caso, el bosque de algarrobos aporta un plus de productividad ambiental y, por ello, los recursos para el establecimiento y el funcionamiento de los puestos.

Dentro de los elementos de sociedad-naturaleza que explican la distribución de la población, la regulación del río Mendoza (asignación intencionada de agua a tierras de la cuenca media del río) generó escasez de agua superficial hacia el final de esta cuenca y provocó transformaciones productivas y desplazamientos de la población (nuevas áreas). Por su parte, el incremento de la demanda de madera desde los oasis irrigados durante buena parte del siglo pasado provocó la creación, monte adentro, de nuevos puestos de residencia permanente en espacios que hacían las veces de lugares de acopio de los productos de la tala.

Por último, entre los elementos de relaciones sociales construidas se destaca la llegada del ferrocarril, los mecanismos de acceso a la tierra y los accesos viales. La llegada del ferrocarril provocó el asentamiento de nuevos puestos y localidades en lugares no poblados. Por su parte, la propiedad comunitaria de la tierra ha propendido a que los nuevos puestos se establezcan en las cercanías del puesto pionero (grupos de puestos) y, finalmente, la necesidad de disponer accesos que faciliten la comunicación ha concentrado los puestos en los márgenes de los principales caminos.

El conjunto de elementos mencionados, ayudan a comprender la distribución actual de la población en el NE de Mendoza, pero que aún deben ser completados y explorados con mayor profundidad y, sobre todo, analizados en términos de relaciones de poder.

Los campesinos de la Reserva Provincial Bosques Telteca y sus alrededores

Un caso particular lo constituye la Reserva Provincial Bosques Telteca y su área circundante (fig. 8.20). La reserva fue creada en el año 1985 con la finalidad de proteger los bosques de algarrobos. Hasta el siglo XIX, este espacio era ocupado por pobladores que traían sus animales desde localidades cercanas cuando las condiciones ambientales en esos territorios eran desfavorables. Desde fines del 1800, por una conjunción de elementos de la propia naturaleza (sequías y baja oferta forrajeras), de elementos de sociedad-naturaleza (tecnología de acceso al agua subterráneas) y de relaciones sociales construidas (incremento demográfico), el área se fue ocupando con familias que se establecieron en forma permanente (fig. 8.21). Desde estos puestos se han ido desprendiendo otros puestos, ubicados a 2 o 3 km de distancia, que han sido construidos con aportes materiales y de mano de obra del puesto pionero y con el cual mantienen lazos de sangre. Esta dinámica de ocupación reciente explica, en parte, la distribución dispersa y aislada de los más de 80 puestos presentes en ese territorio.

Estos pobladores son productores agropecuarios de tipo campesino que han construido un conjunto de prácticas sociales para conformar una estrategia de reproducción social basada en la constitución de una unidad doméstica de producción, consumo y trabajo (Tonolli, 2017). Es decir, una residencia abocada a la producción de carne caprina, principalmente, y de otros productos, y a la venta de mano de obra (migraciones). De este modo, en la zona de estudio está presente un modo de economía de subsistencia pluriactiva y multi inserta con leve tendencia hacia la proletarización, cuyo éxito radica en la disponibilidad de mano de obra en la estructura familiar y en la capacidad de autoabastecimiento.

Considerando la importancia del autoabastecimiento en la persistencia de los campesinos, las prácticas relacionadas con el uso de los algarrobales merecen una atención particular, ya que desde el bosque de algarrobos obtienen: madera para calefacción e infraestructura doméstica y productiva; algarrobas para los animales y para la elaboración de arrope y de productos curativos; y servicios ecosistémicos como la apicultura, la productividad vegetal y el refugio para pobladores y animales. Cabe destacar que la forma de uso de los algarrobales (leña seca, extracción de fustes y ramas secundarias) por parte de los campesinos evita la pérdida de los árboles, propiciando la conservación del bosque, tal como se discute en el apartado 8.4.3 de este capítulo. El vínculo entre el uso y conservación del bosque por parte de estos campesinos expresa un acomodo histórico entre lo que el bosque les otorga y la intensidad en que estos campesinos lo utilizan, vínculo que debe ser pensado y analizado en términos de una racionalidad propia, un sentido práctico singular y una sostenibilidad situada, en un marco legal de prohibición de extracción de madera para comercializar.



Figura 8.21. Extracción de agua subterránea en pozo balde en puesto La Majada, Lavalle, Mendoza (Foto P. Villagra)

CUADRO 6

La rueda de la vida en el algarrobo dulce: ¿qué pasa si hay vacas en el camino?

Valeria Aschero
Instituto Argentino de Nivología, Glaciología y Ciencias Ambientales (IANIGLA-CONICET Mendoza). Facultad de Ciencias Exactas y Naturales, Universidad Nacional de Cuyo.

Uno de los desafíos urgentes en ecología es evaluar cómo los cambios ambientales inducidos por los humanos afectan a la viabilidad de las poblaciones de especies forestales. Utilizar un enfoque integral al ciclo de vida puede ayudarnos a entender y orientar cómo gestionar los impactos de las actividades humanas en la conservación de una especie.

Un ejemplo de esta aproximación fue la que realizamos con modelos matriciales de proyección poblacional para evaluar si la tasa de crecimiento poblacional cambiaba en *Prosopis flexuosa* entre áreas bajo producción de cría vacuna y sin uso ganadero durante más de tres décadas (Reserva de Biosfera de Nacuñán). Nuestros resultados indicaron que si bien hubo efectos del pastoreo en diferentes tasas vitales (reproducción, crecimiento y supervivencia) (fig. 8.22), tales efectos no se reflejan en diferencias importantes en la tasa de crecimiento poblacional del algarrobo en sitios con uso ganadero o sin ganado (Con ganado: λ = 1,003; 95% IC= [0,98, 1,03]; Sin ganado λ = 1,007; 95% IC= [0,98, 1,05]) (Aschero *et al.*, 2016). Al preguntarnos: ¿qué etapas del ciclo de vida son más importantes para determinar el crecimiento de la población de algarrobo? La respuesta es que la supervivencia de árboles adultos es la más importante y que las tasas vitales relacionadas con la fecundidad, como la producción de semillas y su germinación, son relativamente menos importantes. Este es un patrón esperado para una especie leñosa de larga vida. Nuestro caso de estudio resalta la importancia de considerar todo el ciclo de vida al evaluar las consecuencias de los cambios ambientales inducidos por actividades humanas para una especie en particular. Los resultados también advierten contra la elaboración de conclusiones sobre el impacto antrópico en la conservación de las especies utilizando estudios centrados exclusivamente en etapas particulares del ciclo de vida, como la producción de semillas. Por último, el estudio permite sugerir con una base racional que las actividades humanas que no afecten la supervivencia de los árboles adultos, como la poda moderada o la recolección de madera muerta para uso doméstico, la cría de ganado con cargas moderadas, o el aprovechamiento de las vainas para producir harina que se realiza tradicionalmente por los pobladores locales, no generan consecuencias negativas sobre la dinámica de la especie en el Monte central.

Síntesis de efectos en el ciclo de vida

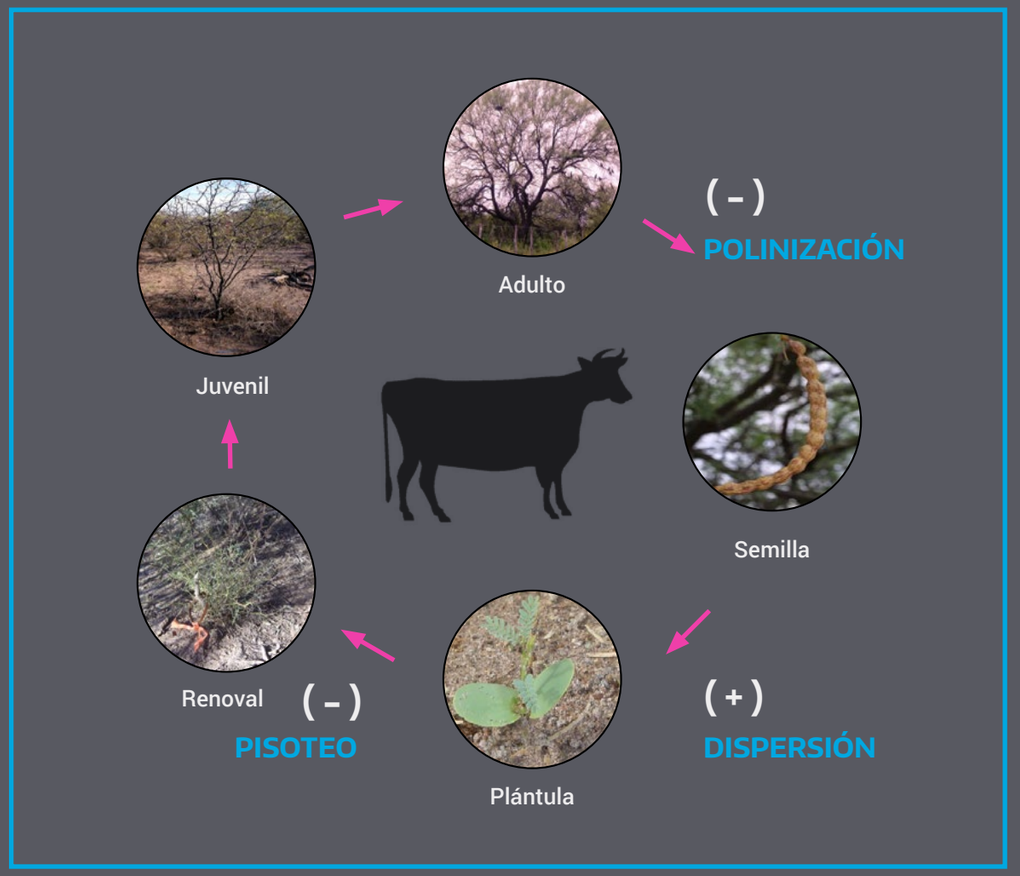


Figura 8.22. Efecto del pastoreo en las distintas etapas del ciclo de vida de *Prosopis flexuosa*. Los signos + y – indican el efecto del pastoreo para el paso de una etapa a otra.

Bibliografía

Abraham, E.M., 1979. Geomorfología y biota del Valle de Sanagasta (Provincia de La Rioja, Rca. Argentina). Deserta 5, 95-155.

Abraham, E.M., Prieto, M.R., 1981. Enfoque diacrónico de los cambios ecológicos y de las adaptaciones humanas en el NE árido mendocino. En: Cuadernos del CEIFAR N° 8. Ruiz, J. C. (ed.). CEIFAR-CONICET-UNC, Mendoza. pp. 108-139.

Abraham, E.M., Prieto, M., 1993. Vulcanismo y procesos de desertificación en el sur de Mendoza. La erupción del Quizapú en 1932 y sus efectos ambientales. I Jornadas de Vulcanología, Medio Ambiente y Defensa Civil. Asociación Geológica de Mendoza, pp 45-53.

Abraham, E.M., Prieto, M.R., 1999. Vitivinicultura y desertificación en Mendoza. En: Estudios de historia y ambiente en América: Argentina, Bolivia, México, Paraguay. García Martínez, B. (ed.). IPGH - Colegio de México, México, pp. 109-135.

Abraham, E.M., 2001. Uso histórico-cultural de la Reserva de Biósfera de Ñacuñán. En: El desierto del Monte: La Reserva de Biósfera de Ñacuñán. Claver, S., Roig-Juñent, S. (eds.). IADIZA - MAB - UNESCO, Mendoza, pp. 131-134.

Abraham, E.M., 2003. Desertificación: bases conceptuales y metodológicas para la planificación y gestión. Aportes a la toma de decisión. Zonas Áridas 7, 19-68.

Abraham, E.M., Montaña, E., Torres, L., 2006. Desertificación e Indicadores: posibilidades de medición integrada de fenómenos complejos. Revista Electrónica Scripta Nova X (214).

Abraham, E., del Valle, H.F., Roig, F., Torres, L., Ares, J.O., Godagnone, R., 2009. Overview of the geography of the Monte Desert biome (Argentina). Journal of Arid Environments 73, 144-153.

Abraham, E.M., Rubio, M.C., Rubio, C., Soria, N.D., 2017. Análisis del Subsistema físico-biológico. En: Ordenar el territorio. Un desafío para Mendoza. Gudiño, M., Marre, M., Abraham, M.E., Pizzi, D. (eds.). EDIUNC, pp. 35-106.

Abril, A., Villagra, P., Noe, L., 2009. Spatiotemporal heterogeneity of soil fertility in the Central Monte desert (Argentina). Journal of Arid Environments 73, 901-906.

Adema, E.O., Buschiazzo, D.E., Rucci, F.J., Rucci, T., Gomez Hermida, V.F., 2003. Balance de agua y productividad de un pastizal rolado en Chacharramendi, La Pampa. EEA Anguil "Ing Agr. Guillermo Covas". Publ. Tec N°50, p 20.

Adler, P.B., Raff, D.A., Lauenroth, W.K., 2001. The effect of grazing on the spatial heterogeneity of vegetation. Oecologia 128, 465-479.

Agüero, L., Rojas, J.F., Alvarez, J.A., 2019. Aportes desde la cartografía participativa y la historia ambiental al Ordenamiento Territorial del Bosque Nativo en San Juan. Revista Proyección, 23: 83-102.

Allegretti, L.I., Passera, C.B., Paez, J., Ubeda, A., Sartor, C., Robles, A.B., 2005. Capacidad sustentadora y composición botánica de la ingesta caprina en un ecosistema árido, Lavalle, Argentina. En: Producciones agroganaderas: Gestión eficiente y conservación del medio natural. Osoro Otadui, K. Argamentería Gutiérrez, A., Larraceleta González, A. (eds.). España, pp. 221-228.

Allegretti, L., Sartor, C.E., Trejo, J., Páez, S., Páez, J., 2007. Efecto del estado fisiológico en la composición botánica de la ingesta de cabras en el NE de Lavalle, Argentina. V Congreso de Especialistas en Pequeños Rumiantes y Camélidos Sudamericanos, pp 2-5.

Alvarez, J.A., Villagra, P.E., Cony, M.A., Cesca, E., Boninsegna, J.A., 2006. Estructura y estado de conservación de los bosques de *Prosopis flexuosa* DC. en el Noreste de Mendoza, Argentina. Revista Chilena de Historia Natural 79, 75-87.

Alvarez, J.A. 2008. Bases ecológicas para el manejo sostenible del bosque de algarrobos (*Prosopis flexuosa* DC.) en el noreste de Mendoza. Argentina. Universidad Nacional del Comahue, Bariloche (Argentina).

Alvarez, J.A. y Villagra, P.E., 2009. *Prosopis flexuosa* DC. (Fabaceae, Mimosoideae). Kurtziana 35, 49-63.

Alvarez, J.A., Villagra, P., Villalba, R., 2010. Productividad maderable de *Prosopis flexuosa* DC. en el Monte central. Influencia de la estructura poblacional y el hábito de crecimiento. V Conferencia Internacional de Leguminosas, Buenos Aires, Argentina.

Alvarez, J.A., Villagra, P.E., Villalba, R., 2011a. Factors controlling deadwood availability and branch decay in two *Prosopis* woodlands in the Central Monte, Argentina. Forest Ecology and Management 262, 637-645.

Alvarez, J.A., Villagra, P.E., Villalba, R., Cony, M.A., Alberto, M., 2011b. Wood productivity of *Prosopis flexuosa* DC. woodlands in the central Monte: influence of the population structure and tree growth habit. Journal of Arid Environments 75, 7-13.

Alvarez, J., Villagra, P.E., Villalba, R., Debandi, G., 2013. Effects of the pruning intensity and tree size on multi-stemmed *Prosopis flexuosa* trees in the Central Monte, Argentina. Forest Ecology and Management 310, 857–864.

Alvarez, J.A., Villagra, P.E., Cesca, E.M., Rojas, F., Delgado, S., 2015. Estructura, distribución y estado de conservación de los bosques de *Prosopis flexuosa* del Bolsón de Fiambalá (Catamarca). Boletín de la Sociedad Argentina de Botánica 50, 193-208.

Alvarez, J.A., Villagra, P.E., Canizales Velázquez, P.A., Rojas, J.F., Cesca, E., Delgado, S., 2016. Structure and conservation status of the Villa Unión woodlands (La Rioja). Tree growth study and the production of wood poles. Third American Dendrochronology Conference. Mendoza, Argentina.

Aranibar, J.N., Villagra, P.E., Gomez, M.L., Jobbágy, E., Quiroga, M., Wuilloud, R.G., Monasterio, R.P.P., Guevara, A., 2011. Nitrate dynamics in the soil and unconfined aquifer in arid groundwater coupled ecosystems of the Monte desert, Argentina. Journal of Geophysical Research 116 G04015, 1-14.

Arenas, P., Martínez, G.J., Rosso, C.N., Scarpa, G.F., Kamienkowski, N.M., Suárez, M.E., Muiño, W., Montani, M.C., 2012. Etnobotánica en zonas áridas y semiáridas del Cono Sur de Sudamérica. Buenos Aires, pp 270.

Arroyo, N., 2014. Aporte al conocimiento etnobotánico de la flora de San Juan: sistematización etnobotánica del conocimiento de plantas con uso medicinal en la comunidad serrana de las Chacras, dpto. Caucete, San Juan. Tesis de Licenciatura en Biología. Universidad Nacional de San Juan.

Aschero, V., Morris, W.F., Vázquez, D.P., Alvarez, J.A., Villagra, P.E., 2016. Demography and population growth rate of the tree *Prosopis flexuosa* with contrasting grazing regimes in the Central Monte Desert. Forest Ecology and Management 369, 184-190.

Bertiller, M.B., Marone, L., Baldi, R., Ares, J.O., 2009. Biological interactions at different spatial scales in the Monte desert of Argentina. Journal of Arid Environments 73, 212-221.

Besio, L., 2010. Estudio Fitosociológico de Bosques de Maytenus boaria Mol. (maitén) en quebradas de la Cordillera Frontal, Departamento de San Carlos, Mendoza (69°18'-69°11'Long. W y 33°50'- 43°06' Lat. S). Tesis de grado. Universidad Nacional de Cuyo.

Besio, L., González Loyarte, M.M., Peralta, I.E., 2011. Estado de conservación en bosques de Maytenus boaria Mol. (maitén) en quebradas cordilleranas. Revista de la Facultad de Ciencias Agrarias 43, 57-73.

Besio, L., González Loyarte, M.M., Peralta, I.E., 2017. Chañarales: symbolic space of healing and danger Essay carried out on ethnographic notes with peasants from Huarpe communities in the department of Lavalle, NE in the province of Mendoza (Argentina). Revista del Museo de Antropología. 10, 105-116.

Bestelmeyer, B.T., Brown, J.R., Havstad, K.M., Alexander, R., Chavez, G., Herrick, J.E., 2003. Development and use of state-and-transition models for rangelands. Journal of Range Management 56, 114-126.

Bisigato, A., Villagra, P.E., Ares, J., Rossi, B.E., 2009. Vegetation heterogeneity in Monte Desert ecosystems: A multi-scale approach linking patterns and processes. Journal of Arid Environments 73, 182-191.

Biurrun, F.N., Agüero, W.D., Teruel, D.F., 2012. Consideraciones fitogeográficas sobre la vegetación de los llanos de La Rioja. Serie: Estudios sobre el Ambiente y el Territorio 5, 1-24.

Borrás, M., Manghi, E., Mirraño, F., Mónaco, M., Navall, M., Peri, P., Periago, M.E., Preliasco, P., 2017. Acercando el manejo de bosques con ganadería integrada al monte chaqueño. Una herramienta para lograr una producción compatible con la conservación del bosque. Buenas prácticas para una ganadería sostenible. Fundación Vida Silvestre Argentina, Buenos Aires.

Cabido, M., González, C., Díaz, S., 1993. Vegetation changes along a precipitation gradient in Central Argentina. Vegetatio 109, 5-14.

Cabrera, A.L., 1976. Regiones Fitogeográficas Argentinas. Enciclopedia Argentina de Agricultura y Jardinería. Kugler, W.F., (ed.). Editorial ACME, Buenos Aires. 85.

Calzon Adorno, M.E., 1995. Estudio de la productividad económica de un bosque de algarrobo en el Departamento de Cafayate. Pcia de Salta. Universidad Nacional de Salta.

Calzon Adorno, M.E., Coirini, R.O., Ortín, A.E., 2008. Estructura y manejo de algarrobales en la provincia biogeográfica del Monte en el noroeste argentino. XXIII Jornadas Forestales, Concordia, Entre Ríos, Argentina. 1-10.

Campos, C.M., Ojeda, R.A., 1997. Dispersal and germination of *Prosopis flexuosa* (Fabaceae) seeds by desert mammals in Argentina. Journal of Arid Environment 35, 707-714.

Campos, V.E., Andino, N., Cappa, F.M., Reus, M.L., Giannoni, S.M., 2013. La selección de microhábitat por *Octomys mimax* (Rodentia: Octodontidae) en el Desierto del Monte es afectada por los atributos y propiedades térmicas de las grietas. Revista Chilena de Historia Natural. 86, 315-324.

Carrera, A.L., Mazzarino, M.J., Bertiller, M.B., Del Valle, H.F., Martínez Carretero, E., 2009. Plant impacts on nitrogen and carbon cycling in the Monte Phytogeographical Province, Argentina. Journal of Arid Environments. 73, 192-201.

Castellino, M.E., Hurado, S.M., Colombi, P.D., Fernández, J., González, M.B., Nasiff, S., 2010. Lavalle: Tierra de presencias inquietantes. Universidad Nacional de Cuyo. Inca Editorial. 218.

Catalán, L.A., 2000. Crecimiento leñoso de *Prosopis flexuosa* en una sucesión post-agrícola en el Chaco Arido: efectos relaciones de distintos factores de proximidad. Tesis Doctoral. Universidad Nacional de Córdoba.

Cavagnaro, J.B., Dalmasso, A., Candia, R., 1983. Distribución vertical de materia seca en gramíneas nativas del Este de Mendoza. Deserta. 7, 271-289.

Cavagnaro, J.B., Lemes, J., Ventura, J.L., Passera, C.B., 1989. Variabilidad ecotípica y producción forrajera de *Trichloris crinita*. 14 Congreso de Producción Animal. Revista Asociacion Argentina de Produccion Animal (supl 1).

Cavagnaro, J.B., Trione, S.O., 2007. Physiological, morphological and biochemical responses to shade of *Trichloris crinita*, a forage grass from the arid zone of Argentina. Journal of Arid Environments 68, 337-347.

Cavagnaro, P.F., Cavagnaro, J.B., Lemes, J.L., Masuelli, R.W., Passera, C.B., 2006. Genetic diversity among varieties of the native forage grass *Trichloris crinita* based on AFLP markers, morphological characters, and quantitative agronomic traits. Genome 49, 906-918.

Cesca, E.M., Villagra, P.E., Passera, C.B., Alvarez, J.A., 2012. Effect of *Prosopis flexuosa* on understory species and its importance to pastoral management in woodlands of the Central Monte Desert. Revista de la Facultad de Ciencias Agrarias 44, 211-223.

Cesca, E.M., 2013. Influencia del fuego en la estructura y dinámica de los algarrobales del sudeste de Mendoza. Tesis Doctoral. Universidad Nacional de Córdoba.

Cesca, E.M., Villagra, P.E., Alvarez, J., 2014. From forest to shrubland: Structural responses to different fire histories in *Prosopis flexuosa* woodland from the Central Monte (Argentina). Journal of Arid Environments 110, 1-7.

Chiarlo, N., Oviedo, I., Martínez, F., Sosa, H., 1990. Ubicación y descripción de los últimos "Relictos" de *Chacaya trinervis* en el pedemonte del departamento de Malargüe – Mendoza. Biblioteca Municipal y Popular. Base Fernández N° 2665.

Coirini, R., Karlin, M., Llaya, G., Sánchez, S., Contreras, A., Zapata, R., 2017. Evaluación de prácticas de desmonte selectivo y clausuras temporales en sistemas degradados del Chaco Árido (Argentina). Revista de Ciencias Ambientales 51, 73-90.

Contreras, L.C., Jobbágy, E., Villagra, P.E., Nosetto, M.D., Puigdefábregas, J., 2011. Remote sensing estimates of supplementary water consumption by arid ecosystems of Central Argentina. Journal of Hidrology 397, 10-22.

Cony, M., 1993. Programa de Conservación y Mejoramiento de Especies del Género *Prosopis* en la Provincia Fitogeográfica del Monte, Argentina. Convenio CIID-IADIZA. En: Contribuciones Mendocinas a la Quinta Reunión de Regional para América Latina y el Caribe de la Red de Forestación del CIID. Conservación y Mejoramiento de Especies del Género *Prosopis*. IADIZA (ed.). IADIZA-CRICYT-CIID, Mendoza, Argentina. 37-72.

Cony, M.A., 1996. Genetic variability in *Prosopis flexuosa* DC., a native tree of the Monte phytogeographic province, Argentina. Forest Ecology and Management 87, 41-49.

Cony, M.A., Trione, S.O., 1998. Inter- and intraspecific variability in *Prosopis flexuosa* and P. chilensis: seed germination under salt and moisture stress. Journal of Arid Environments 40, 307-317.

Cony, M.A., Villagra, P.E., Alvarez, J.A., 2004. Producción actual y potencial de leña y madera en algarrobales del Monte, Argentina. Pautas de manejo y aprovechamiento sostenibles. Segunda Reunión Binacional de Ecología, Mendoza, Argentina.

Cordo, H.A., Di Iorio, O., Braun, K., Logarzo, G., 2004. Catálogo de insectos fitófagos de la Argentina y sus plantas asociadas. Sociedad Entomológica Argentina ediciones.

Cui, Y., Shao, J., 2005. The role of ground water in arid / semiarid ecosystems, Northwest China. Groundwater 43(4), 471-477.

Dalmasso, A., 1993. Selección de formas de una población de *Prosopis chilensis* (Mol.) Stunz para ensayos de forestación. En: Contribuciones Mendocinas a la Quinta Reunión de Regional para América Latina y el Caribe de la Red de Forestación del CIID. Conservación y Mejoramiento de Especies del Género *Prosopis IADIZA*. (ed.). Mendoza, Argentina. 79-92.

Dalmasso, A.D., Anconetani, J., 1993. Productividad de frutos de *Prosopis flexuosa* (Leguminosae), algarrobo dulce, en Bermejo, San Juan. Multequina 2, 173-181.

Dalmasso, A., Llera, J.A., 1996. Contenido de cera en relación al diámetro de ramas de *Bulnesia retama* en Ampacama, Caucete, San Juan. Multequina 5, 43-48.

Dalmasso, A., Márquez, J., Abarca, A., Montecchiani, R., Rosales, M., Zabaleta, E., 2011. Flórula del paraje de pedernal y alrededores. Departamento Sarmiento, San Juan. 84.

De Almeida, C.F.C.B.R., de Lima e Silva, T.C., de Amorim, E.L.C., de S. Maia, M.B., de Albuquerque, U.P., 2005. Life strategy and chemical composition as predictors of the selection of medicinal plants from the caatinga (Northeast Brazil). Journal of Arid Environments 62, 127-142.

Debandi, G., Rossi, B.E., Araníbar, J., Ambrosetti, J.A., Peralta, I.E., 2002. Breeding system of *Bulnesia retama* (Gillies ex Hook & Arn.) Gris. (Zygophyllaceae) in the Central Monte Desert (Mendoza, Argentina). Journal of Arid Environments 51, 141-152.

Del Olmo, B., 2010. Descripción estructural y estado de conservación de los bosques de *Prosopis flexuosa* (algarrobo) del Departamento de La Paz (Mendoza). Universidad Nacional de Cuyo.

Del Valle, H.F., Elissalde, N.O., Gagliardini, D.A., Milovich, J., 1998. Status of desertification in the Patagonian region: assessment and mapping from satellite imagery. Arid Soil Research and Rehabilitation 12, 95-122.

Del Vitto, L.A., Petenatti, E.M., Petenatti, M.E., 1997. Recursos herbolarios de San Luis (República Argentina). Primera parte: plantas nativas. Multequina 6, 49-66.

Demaio, P., Karlin, U.O., Medina, M., 2002. Árboles nativos del centro de Argentina. L.O.L.A., Buenos Aires.

Demaio, P., Karlin, U., Medina, M., 2015. Árboles nativos de Argentina. Tomo 1: Centro y Cuyo. Ecoval Ediciones, Córdoba, Argentina.

Díaz Celis, A., 1995. Los algarrobos. CONCYTEC, Lima.

Díaz, R.O., 2003. Efectos de diferentes niveles de cobertura arbórea sobre la producción acumulada, digestibilidad y composición botánica del pastizal natural del Chaco Árido (Argentina). Agriscientia 20, 61-68.

Distel, R.A., Pelaez, D. V, Boo, R.M., Mayor, M.D., Elia, O.R., 1996. Growth of *Prosopis caldenia* seedlings in the field as related to grazing history of the site and in a greenhouse as related to different levels of competition from *Stipa tenuis*. Journal of Arid Environments 32, 251-257.

Dohn, J., Dembélé, F., Karembé, M., Moustakas, A., Amévor, K.A., Hanan, N.P., 2013. Tree effects on grass growth in savannas: competition, facilitation and the stress-gradient hypothesis. Journal of Ecology 101, 202-209.

Eamus, D., Zolfaghar, S., Villalobos-Vega, R., Cleverly, J., Huete, A., 2015. Groundwater-dependent ecosystems: recent insights, new techniques and an ecosystem-scale threshold response. Hydrology and Earth System Sciences Discussions 12, 4677-4754.

Egea, A. V, Allegretti, L., Paez Lama, S., Grilli, D., Sartor, C., Fucili, M., Guevara, J.C., Passera, C., 2014. Selective behavior of Creole goats in response to the functional heterogeneity of native forage species in the central Monte desert, Argentina. Small Ruminant Research 120, 90-99.

Elfadl, M.A., Luukkanen, O., 2003. Effect of pruning on *Prosopis juliflora*: considerations for tropical dryland agroforestry. Journal of Arid Environments 53, 441-455.

F.A.O., 2007. Situación de los bosques del mundo.

Felker, P., Guevara, J.C., 2003. Potential of commercial hardwood forestry plantations in arid lands - an economic analyses of *Prosopis* lumber production in Argentina and the United States. Forest Ecology and Management 186 (1-3), 271-286.

Femenía, J.H., Giménez de Bolzón, A.M., 1991. *Ramorinoa girolae*: una especie leñosa xerofítica. II Jornadas de Ciencia y Técnica del NOA (Universidad de Santiago del Estero).

Femenía, J.H., López, A.T., 2004. Chicales de Prepuna del Valle Vilgo-Paganzo, La Rioja, Argentina. www.revistaciencias.com/publicaciones.

Fermani, S., Rubio, M.C., 2011. Hacia un fortalecimiento de la política forestal argentina: logros y desafíos de la provincia de Mendoza. http://www.politicaspublicas.uncu.edu.ar/articulos/index/hacia-un-fortalecimiento-de-la-politica-forestal-argentina-logros-y-desafios-de-la-provincia-de-mendoza.

Fernández, M.C., Aschero, V., Chaar, J.E., Villagra, P.E., Naves, N., Alvarez, J.A., Avila, S.A., Morsucci, M., Dávila, V., 2018. Uso participativo de los frutos de Algarrobo Dulce: manos en la masa con harina de la casa; Departamento de Santa Rosa, Mendoza. Seminario Taller Latinoamericano “Saberes diversos hacia un abordaje complejo de las transformaciones territoriales”. UNSE-INTA.

Ferreyra, M., Green, L., 2012. Flores de la Estepa Patagónica: Guía para el reconocimiento de las principales especies de plantas vasculares de estepa. Editorial Vázquez Mazzini, Buenos Aires, Argentina.

Ffolliot, P.F., Thames, J.L., 1983. Recolección, manipuleo, almacenaje y pre-tratamiento de la semillas de *Prosopi*s en América Latina. F.A.O, Tucson, Arizona.

Fowler, H.G., 1982. Specificity of phytophagous insect guilds on *Prosopis* (Leguminosae). Revista de Biología Tropical. 30, 95-96.

Fucili, M., Páez, S.A., Salva, J.S., Guevara, J.C., Allegretti, L.I., 2013. Distribución espacial de cabras criollas en pastoreo en dos estaciones del año en un ambiente árido de Mendoza. Primer Congreso Argentino de Producción Caprina. "Calidad, Productividad, Desarrollo y Compromiso".

Garleff, K., 1987. El piedemonte andino de la Argentina. En: Detección y control de la desertificación. IADIZA (ed.). IADIZA-UNEP, Mendoza. 133-138.

Gatica, G., 2015. Cambios en la estructura de la vegetación a lo largo de un gradiente de lluvias en una región árida del centro-oeste de Argentina: consecuencias sobre la dinámica de carbono. Tesis Doctoral Universidad Nacional de Cuyo.

Gaviorno, M., 2005. Aportes al conocimiento etnobotánico de la flora de San Juan (Argentina). Uso medicinal de las plantas en Balde del Rosario (Dpto . Valle Fértil). Tesis de Licenciatura en Biología. Universidad Nacional de San Juan.

Gil, A.R., 2013. Estructura forestal y estado de conservación de los bosques de *Prosopis chilensis* y *Prosopis flexuosa* (algarrobales) de la Depresión del Río Bermejo, noreste de San Juan. Tesis de grado. Universidad Nacional de Cuyo.

Giordano, C.V, Guevara, A., Boccalandro, H., Sartor, C., Villagra, P.E., 2011. Water status, drought tolerance responses and growth of *Prosopis flexuosa* trees with different accessibility to the water table in a warm South American desert. Plant Ecology 212(7), 1123-1134.

Goirán, S.B., Tonolli, A., Aranibar, J.N., Villagra, P.E., Millan, E., Forconesi, L., Bringa, E.M., 2013. Factores que determinan el uso del espacio y los recursos en zonas áridas no irrigadas del NE de Mendoza (Argentina). En: Servicios ecosistémicos hídricos: estudios de caso en América Latina y el Caribe. Valdivia, Chile. Lara, A., Laterra, P., Manson, R., Barrantes, G. (eds.). Red ProAgua CYTED. Imprenta América. Valdivia, Chile, pp 97-109.

Gomez, M.L., Aranibar, J.N., Wuilloud, R., Rubio, C., Martinez, D., Soria, D., Monasterio, R., Villagra, P.E., Goirán, S., 2014. Hydrogeology and hidrogeochemical modeling in phreatic aquifer of NE Mendoza, Argentina. Journal of Iberian Geology 40, 521-538.

Gómez Sosa, E., 1994. *Ramorinoa spegazzini*. Flora de San Juan. Vol. 1 Leguminoseae. Kiesling, R. (ed.). Editorial Vázquez Mazzini. 331-332.

Gonnet, J.M., Guevara, J.C., Estevez, O.R., 2003. Perennial grass abundance along a grazing gradient in Mendoza, Argentina. Journal of Range Management 56, 364-369.

González Loyarte, M.M., Martínez Carretero, E., Roig, F.A., 1990. Forest of *Prosopis flexuosa* var. *flexuosa* (Leguminosae in the NE of Mendoza. I. Structure and Dynamism in the Area of the «Telteca Natural Reserve». Documents Phytosociologiques 12, 285-289.

Greco, S.A., Cavagnaro, J.B., 2002. Effects of drought in biomass production and allocation in three varieties of *Trichloris crinita* (Poaceae) a forage gras from the arid Monte region of Argentina. Plant Ecology 164, 125-135.

Greco, S.A., Cavagnaro, J.B., 2005. Growth characteristics associated with biomass production in three varieties of *Trichloris crinita* (Poaceae), a forage grass native to the arid regions of Argentina. The Rangeland Journal 27, 135-142.

Greco, S.A., Sartor, C.E., Villagra, P.E., 2013. Minimum water input event for seedling emergence of three native perennial grasses of the Central Monte desert (Argentina) influenced by the effect of shade and the season of the year. Revista de la Facultad de Ciencias Agrarias 45, 197-209.

Guevara, A., Giordano, C.V, Aranibar, J., Quiroga, M., Villagra, P.E., 2010. Phenotypic plasticity of the coarse root system of *Prosopis flexuosa*, a phreatophyte tree, in the Monte Desert (Argentina). Plant and Soil 330, 447-464.

Guevara, J.C., Estévez, O.R., Torres, E.R., 1995. Receptividad de las pasturas naturales de la llanura de Mendoza. Multequina 4, 29-35.

Guevara, J.C., Stasi, C.R., Estevez, O.R., 1996. Effect of cattle grazing on range perennial grasses in the Mendoza plain, Argentina. Journal of Arid Environments 34, 205-213.

Guevara, J.C., Grünwaldt, E., Estevez, O.R., Bisigato, A.J., Blanco, L.J., Biurrun, F.N., Ferrando, C.A., Chirino, C.C., Morici, E.F., Fernández, B., Allegretti, L.I., Passera, C.B., 2009. Range and livestock production in the Monte Desert, Argentina. Journal of Arid Environments 73, 228-237.

Hadad, M., Almiron, M., Scaglia, J., 2014. Estructura de un bosque de *Ramorinoa girolae* (Fabaceae), en la Sierra de Pie de Palo, San Juan (Argentina). Boletín de la Sociedad Argentina de Botánica 49, 283-292.

Hunziker, J.H., 1952. Las comunidades vegetales de la cordillera de La Rioja. Revista de Investigaciones Agrícolas 6, 167-196.

Idoyaga Molina, A., 1999a. El simbolismo de lo cálido y lo frío. Reflexiones sobre el daño, la prevención y la terapia entre los criollos de San Juan (Argentina). Mitológicas 14, 7-27.

Idoyaga Molina, A., 1999b. La selección y combinación de medicinas entre la población campesina de San Juan. Scripta Ethnologica 21, 7-33.

Iglesias, M.D.R., Barchuk, A., Grilli, M.P., 2012. Carbon storage, community structure and canopy cover: A comparison along a precipitation gradient. Forest Ecology and Management 265, 218-229.

IUCN, 2016. IUCN South America: annual report 2016.

Jobbágy, E.G., Nosetto, M.D., Villagra, P.E., Jackson, R.B., 2011. Water subsidies from mountains to deserts: Their role sustaining groundwater-fed oases in a sandy landscape. Ecological Applications 21, 678-694.

Karlin, M.S. Coirini, R.O., Contreras, A.M., 2010. El ganado doméstico en Salinas Grandes. En: Manejo sostenible del ecosistema Salinas Grandes, Chaco Árido. Corini, R.O., Karlin, M.S., Reati, G.J. (eds.). Encuentro Grupo Editor, pp 301.

Karlin, M. S., Coirini, R.O., 2012. Bosques Nativos: manual de buenas prácticas y propuestas de producción sostenible, ecorregión forestal Monte. Secretaría de Medio Ambiente y Desarrollo Sostenible. Proyecto Manejo Sostenible de los Recursos Naturales (BIRF 7520-AR_PNUD 08/008). Componente Bosques Nativos y su Biodiversidad.

Karlin, U.O., Díaz, R., 1984. Potencialidad y Manejo de Algarrobos en el Árido Subtropical Argentino. Secretaría de Ciencia y Técnica, Programa Nacional de Recursos Naturales Renovables.

Karlin, U.O., Martinelli, M., Gaviorno, M., Díaz, G., Ordoñez, C., 2005. Saberes que sanan. Plantas nativas con uso medicinal en Balde del Rosario, San Juan, Argentina. Universidad Nacional de San Juan.

Karlin, U.O., Martinelli, M., Damiani, O., Díaz, G., Ordóñez, C., Gaviorno, M., Meglioli, C., Ojeda, M., Coirini, R., Ribas, Y., Hadad, M., Escobar, V., 2006. Huellas de Identidad. Uso y conservación de las plantas en Tudcum, Malimán y Angualasto. Universidad Nacional de San Juan.

Karlin, U.O., 2013. Potencial de los sistemas agrosilvopastoriles. En: El Chaco árido. Karlin, M.S., Karlin, U.O., Coirini, R.O., Reati, G.J., Zapata, R. (eds.). Encuentro. Córdoba, Argentina, pp 349-363.

Karlin, U.O., Damiani, O.A., Martinelli, M., Inojosa, M., Díaz, G., Ordóñez, C., Tapia, R., Agüero, L., Ribas, Y., Martínez, M.S., Slavutzky, I., Neira, P., García, A., Flores, A., Lucero, P., Heredia, B., Márquez, J., Sherbosky, R., 2017a. Los bosques del Monte: conservación y manejo de los bienes comunes y naturales. Una experiencia colectiva en el Valle de Bermejo. Departamento Caucete, San Juan, Argentina. Universidad Nacional de San Juan.

Karlin, U.O., Karlin, M.S., Zapata, R.M., Coirini, R.O., Contreras, A.M., 2017b. La Provincia Fitogeográfica del Monte: límites territoriales y su representación. Multequina 26, 63-75.

Kingsolver, J.M., Johnson, C.D., Swier, S.R., Teran, A.L., 1977. *Prosopis* fruits as a resource for invertebrates. En. Mesquite. Its biology in two Desert Scrub Ecosystems. Simpson, B.B. (ed.). U.S./ibp synthesis series 4. Dowden, Hutchinson & Ross, Inc., pp 108-122.

Kozub, P.C., Barboza, K., Galdeano, F., Quarin, C.L., Cavagnaro, J.B., Cavagnaro, P.F., 2017a. Reproductive biology of the native forage grass *Trichloris crinita* (Poaceae, Chloridoideae). Plant Biology 19, 444-453.

Kozub, P.C., Cavagnaro, J.B., Cavagnaro, P.F., 2017b. Exploiting genetic and physiological variation of the native forage grass *Trichloris crinita* for revegetation in arid and semi-arid regions: An integrative review. Grass and Forage Science 73, 257-271.

Kunst, C., Ledesma, R., Basan Nickish, M., Angella, G.L., Prieto, D., Godoy, J., 2003. Rolado de fachinales e infiltración de agua en suelo en el Chaco Occidental (Argentina). RIA 32, 105-126.

Kunst, C.R., Ledesma, R., Navall, M., 2008. RBI: Rolado Selectivo de Baja Intensidad. INTA. Santiago del Estero.

Labraga, J.C., Villalba, R., 2009. Climate in the Monte Desert: past trends, present conditions, and future projections. Journal of Arid Environments 73, 154-163.

Ladio, A.H., Lozada, M., 2009. Human ecology, ethnobotany and traditional practices in rural populations inhabiting the Monte region:

Resilience and ecological knowledge. Journal of Arid Environments 73, 222-227.

Liu, J., Dietz, T., Carpenter, S.R., Alberti, M., Folke, C., Moran, E., Pell, A.N., Deadman, P., Kratz, T., Lubchenco, J., Ostrom, E., Ouyang, Z., Provencher, W., Redman, C.L., Schneider, S.H., Taylor, W.W., 2007. Complexity of Coupled Human and Natural Systems. Science 317, 1513-1516.

Magliano, P.N., Fernández, R.J., Mercau, J.L., Jobbágy, E.G., 2015. Precipitation event distribution in central argentina: Spatial and temporal patterns. Ecohydrology 8, 94-104.

Mares, M.A., Enders, F.A., Kingsolver, J.M., Neff, J.L., Simpson, B.B., 1977. *Prosopis* as a niche component. En: Mesquite. Its biology in two Desert Scrub Ecosystems. Simpson, B.B (ed.). US/IBP Synthesis Series 4. Dowden, Hutchinson & Ross, Inc., pp 123-149.

Mares, M.A.A., Morello, J., Goldstein, G., 1985. The Monte Desert and other subtropical semi-arid biomes of Argentina, with comments on their relation to North American arid areas. En: Hot Deserts and Arid Shrublands. Evenary, M., Noy-Meir, I., Goodall, D.W. (eds.). Elsevier, Amsterdam-Oxford, New York, Tokio.. 203-237.

Marinoni, L., Bortoluzzi, A., Parra-Quijano, M., Zabala, J.M., Pensiero, J.F., 2015. Evaluation and improvement of the ecogeographical representativeness of a collection of the genus *Trichloris* in Argentina. Genetic Resources and Crop Evolution 62, 593-604.

Márquez, J., Ripoll, Y., Dalmasso, A.D., Ariza, M., Jordan, M., 2014. Árboles nativos de la Provincia de San Juan. Departamento de Biología, Facultad de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales, Universidad Nacional de San Juan.

Martínez-Cabrera, H.I., Jones, C.S., Espino, S., Schenk, H.J., 2009. Wood anatomy and wood density in shrubs: responses to varying aridity along transcontinental. American Journal of Botany 96, 1388-1398.

Martínez Carretero, E., Dalmasso, A.D., 1996. La vegetación de las reservas naturales de la provincia de Mendoza IV. Laguna El Trapal, Gral Alvear. Multequina 5, 5-12 .

Martínez Carretero, E., 1999. Saxicolous and riparian vegetation of a piedmont in central-western Argentina. Journal of Arid Environments 42, 305-317.

Martínez Carretero, E., 2000. Vegetación de los Andes Centrales de la Argentina. El Valle de Uspallata, Mendoza. Boletín de la Sociedad Argentina de Botánica 34, 127-148.

Martínez de Escobar, S., Neira, P., Lucero, P., 2015. Algarroba. Alimento ancestral. En: Inojosa, M., Ordonez, C. (eds.). Universidad Nacional de San Juan.

Mbaiwa, J.E., 2003. The socio-economic and environmental impacts of tourism development on the Okavango Delta, north-western Botswana. Journal of Arid Environments 54, 447-467.

McDonald, T., Gann, G., Jonson, J., Dixon, K., 2016. International standards for the practice of ecological restoration – including principles and key concepts.

Meglioli, C., Vega Riveros, C., Meglioli, P., Gomez, P., Gaviorno, M., Ordoñez, C., Díaz, G., Martinelli, M., Damiani, O., Karlin, U., 2008. Sabores de nuestros pueblos. Usos de los recursos naturales en la alimentación y comidas tradicionales en las comunidades del Norte de Valle Fértil, San Juan, Argentina. Editorial Fundación Universidad Nacional de San Juan. ISBN 978-950-605-555-4.

Meglioli, C., Scaglia, J., Hadad, M., Díaz Bisutti, G., 2012. Evaluación del poder germinativo de *Ramorinoa girolae* Speg. (Fabaceae) bajo diferentes tratamientos pregerminativos. Análisis de Semillas 6, 62-65.

Meglioli, P., Aranibar, J.N., Villagra, P.E., Alvarez, J.A., Jobbágy, E.G. 2014. Livestock stations as foci of groundwater recharge and nitrate leaching in a sandy desert of the Central Monte, Argentina. Ecohydrology 7, 600-611.

Meglioli, P. 2015. Efectos de los disturbios provocados por puestos ganaderos sobre el complejo agua-suelo-vegetación en ecosistema-sacoplados al acuífero freático. Tesis Doctoral. Universidad Nacional de Cuyo

Melián Navarro, E., 2016. Estrategias de evasión y tolerancia de la sequía en arbustos del Monte y Chaco Árido: una aproximación desde atributos del leño. Tesis de grado. Universidad Nacional de San Juan.

Méndez, E., 1992. Conservación de nuestros ecosistemas naturales. I Los médanos de Potrerillos, Luján de Cuyo, Mendoza. Multequina 1, 19-23.

Montaña, E., Torres, L., Abraham, M.E., Torres, E., Pastor, G., 2005. Los espacios invisibles. Subordinación, marginalidad y exclusión de los territorios no irrigados en las tierras secas de Mendoza, Argentina. Región y Sociedad 17, 3-32.

Montani, M.C., Inojosa, M., Gaviorno, M., Hadad, M.A., Meglioli, P.A., Ordoñez, C., Ribas, Y.A., Vega, C., Karlin, U.O., Damiani, O., 2009. Diversidad biológica y cultural. III Congreso Nacional de Extensión Universitaria: "Integración, extensión, docencia e investigación. Desafíos para el desarrollo social".

Montani, M.C., Vega Riveros, C., Ribas, Y.A., Karlin, U.O., Gaviorno, M., Hadad, M.A., Meglioli, P., Inojosa, M., Ordoñez, C., Damiani, O., 2010. Raíces Huarpes: Uso medicinal de plantas en la comunidad de Lagunas del Rosario, Mendoza, Argentina. Montani, M.C., Vega Riveros, C. (eds.). Universidad Nacional de San Juan.

Montani, M.C., 2012. Uso medicinal de plantas entre descendientes Huarpes en la comunidad de Lagunas del Rosario (Mendoza, Argentina). En: Etnobotánica en zonas áridas y semiáridas del Cono Sur de Sudamérica. Pastor, A. (ed.). CEFYBO-CONICET.

Mora, S., Rosales Mercado, I.A., 2012. El rolado en Mendoza. Ediciones INTA, Mendoza.

Mora, S., Cabral, D., Rosales, I., 2013. Establecimiento de pasto plumerito (*Trichloris crinita Parodi*) en el año de siembra. Revista Facultad de Agronomía UNLPam 22, 119-122.

Mora, S., 2018. Evaluación del impacto del rolado sobre la oferta forrajera en 3 zonas en el Sur de Mendoza. VIII Congreso Nacional y IV Congreso del Mercosur de Manejo de Pastizales Naturales, Chamical, La Rioja (Argentina).

Morales, M.S., 2007. Influencias climáticas y antrópicas en la dinámica de los bosques de *Prosopis ferox*, en la Quebrada de Humahuaca, Jujuy, Argentina. Tesis Doctoral. Universidad Nacional de Córdoba.

Morello, J., 1958. La Provincia Fitogeográfica del Monte. Opera Lilloana 2, 5-115.

Moreno, C., Torres, L., Campos, C., 2018. Nuevos aportes al uso de *Prosopis flexuosa* en el centro oeste de Argentina y su interpretación en el marco general de la ecorregión del Monte. Revista Etnobiología 16, 18-35.

Morláns, M.C., 1995. Regiones naturales de Catamarca. Provincias geológicas y provincias fitogeográficas. Área Ecología. Revista de Ciencia y Técnica 2, 1-42.

Morláns, M.C., 1998. Diagnóstico y valoración ambiental del Bolsón de Pipanaco (Catamarca, Argentina): Bases para el ordenamiento del espacio. Tesis. Universidad Internacional de Andalucía, Huelva (España).

Muiño, W.A., 2011. La etnobotánica médica del área de transición pampeano cuyana. Bonplandia 20, 353-369.

Naumburg, E., Mata-Gonzalez, R., Hunter, R.G., McLendon, T., Martin, D.W., 2005. Phreatophytic vegetation and groundwater fluctuations: A review of current research and application of ecosystem response modeling with an emphasis on great basin vegetation. Environmental Management 35, 726-740.

Noy-Meir, I., 1973. Desert ecosystems: Environment and producers. Annual Review of Ecology and Systematics 4, 25-51.

Ojeda, R.A., Tabeni, S., 2009. The mammals of the Monte Desert revisited. Journal of Arid Environments 73, 173-181.

Otta, S., Quiroz, J., Juaneda, E., Salva, J., Viani, M., Filippini, M.F., 2016. Evaluación de sustentabilidad de un modelo extensivo de cría bovina en Mendoza, Argentina. Revista de la Facultad de Ciencias Agrarias 48, 179-195.

Oyarzabal, M., Clavijo, J., Oakley, L., Biganzoli, F., Tognetti, P., Barberis, I., Maturo, H.M., Aragón, R., Campanello, P.I., Prado, D., Oesterheld, M., León, R.J.C., 2018. Unidades de vegetación de la Argentina. Ecología Austral 28, 40-63.

Papú, S., Lagos Silnik, S., Campos, C.M., 2015. Pre-dispersal seed loss of *Ramorinoa girolae* (Fabaceae) in Ischigualasto Provincial Park (San Juan, Argentina). Boletín de la Sociedad Argentina de Botánica 50, 585-594.

Pasiecznik, N.M., Felker, P., Harris, P.J.C., Harsh, L.N., Cruz, G., Tewari, J.C., Cadoret, K., Maldonado, L.J., 2001. The *Prosopis juliflora* - *Prosopis pallida* complex: a monograph. HDRA, Coventry.

Passera, C.B., Borsetto, O., 1983. Determinación del «Indice de Calidad Específico». Taller de arbustos forrajeros para zonas áridas y semiáridas. 80-89.

Pastor, G., Abraham, M.E., Torres, L., 2005. Desarrollo Local en el Desierto de Lavalle. Estrategia para Pequeños Productores Caprinos (Argentina). Cuadernos de Desarrollo Rural. (Pontificia Universidad Javeriana, Colombia). 131-150.

Patch, N.L., Felker, P., 1997a. Influence of silvicultural treatments on growth of mature mesquite (*Prosopis glandulosa* var. *glandulosa*) nine years after initiation. Forest Ecology and Management. 94, 37-46.

Patch, N.L., Felker, P., 1997b. Silvicultural treatments for sapling mesquite (*Prosopis glandulosa* var. *glandulosa*) to optimize timber production and minimize seedling encroachment. Forest Ecology and Management. 94, 231-240.

Patch, N.L., Geesing, D., Felker, P., 1998. Suppression of resprouting in pruned mesquite (*Prosopis glandulosa* var. *glandulosa*) saplings with chemical or physical barrier treatments. Forest Ecology and Management. 112, 23-29.

Peinetti, R., Pereyra, M., Kin, A., Sosa, A., 1993. Effects of cattle ingestion on viability and germination rate of caldén (*Prosopis caldenia*) seeds. Journal of Range Management. 46, 483-486.

Prieto, M.R., Abraham, E.M., 1998. Historia ambiental del sur de Mendoza (Siglos XVI al XIX). Los factores críticos de un proceso de desertificación. Bamberger Geographics Schriften Bd. 15, 277-297.

Prieto, M.R., Abraham, E.M., 2000. Caminos y comercio como factores de cambio ambiental en las planicies áridas de Mendoza (Argentina) entre los siglos XVII y XIX. Revista Theomai, Estudios sobre Sociedad, Naturaleza y Desarrollo. http://www.unq.edu.ar/revista-theomai/numero2/inde.

Prieto, M.R., Villagra, P.E., Lana, N.B., Abraham, E.M., 2003. Utilización de documentos históricos en la reconstrucción de la vegetación de la Llanura de la Travesía (Argentina) a principios del siglo XIX. Revista Chilena de Historia Natural. 76, 613-622.

Pucheta, E., Llanos, M., C., M., Gaviorno, M., Ruiz, M., Parera, C., 2006. Litter decomposition in a sandy Monte desert of western Argentina: Influences of vegetation patches and summer rainfall. Austral Ecology. 31, 808-816.

Quiroga, R.E., Fernández, R.J., Golluscio, R.A., Blanco, L.J., 2013. Differential water-use strategies and drought resistance in *Trichloris crinita* plants from contrasting aridity origins. Plant Ecology. 214, 1027-1035.

Ribas-Fernández, Y., Quevedo-Robledo, L., Pucheta, E., 2009. Pre- and post-dispersal seed loss and soil seed dynamics of the dominant *Bulnesia retama* (Zygophyllaceae) shrub in a sandy Monte desert of western Argentina. Journal of Arid Environments. 73, 14-21.

Ribas-Fernández, Y., 2016. Importancia de la disponibilidad de agua y de los parches de arbustos como reguladores del destino de semillas y el establecimiento de plántulas de *Bulnesia retama* (Zygophyllaceae) a lo largo de un gradiente de precipitaciones en el Desierto del Monte. Tesis Doctoral. Universidad Nacional de Córdoba,

Roig, F.A., 1972. Bosquejo fisonómico de la vegetación de la provincia de Mendoza. Boletín de la Sociedad Argentina de Botánica XIII. 49-80.

Roig, F.A., 1976. Las comunidades vegetales del piedemonte de la precordillera de Mendoza. Ecosur. 3, 1-45.

Roig, F.A., De Marco, G., Wuilloud, C., 1980. El límite entre las provincias fitogeográficas del monte y de la patagonia en las llanuras altas de San Carlos, Mendoza. Boletin de la Sociedad Argentina de Botanica. 19, 331-338.

Roig, F.A., 1981. Conservación de la vegetación natural en Cuyo. Serie científica. 26, 16-19.

Roig, F.A., 1982. Cuyo. En: Conservación de la vegetación natural en la República Argentina. Fundación Miguel Lillo - Sociedad Argentina de Botánica (ed.). Fundación Miguel Lillo, Tucumán. 61-100.

Roig, F.A., 1987. Los árboles indígenas de las provincias de Mendoza y San Juan. I parte. Serie Científica. 33, 18-21.

Roig, F.A., González Loyarte, M.M., Abraham, M.E., Méndez, E., Roig, V.G., Martínez Carretero, E., 1991. Maps of desertification Hazards of Central Western Argentina, (Mendoza Province). Study case. World Atlas of thematic Indicators of Desertification/ UNEP. Arnold, E. (ed.). UNEP, London.

Roig, F.A., 1993. Informe Nacional para la Selección de Germoplasma en Especies del Género Prosopis de la República Argentina. En: Contribuciones Mendocinas a la Quinta Reunión de Regional para América Latina y el Caribe de la Red de Forestación del CIID. Conservación y Mejoramiento de Especies del Género *Prosopis*. IADIZA-CRICYT-CIID, Mendoza, Argentina. 99-119.

Roig, F.A., 1998. Wood anatomy of geo and phytodynamic plant indicators in the Provincia Fitogeográfica del Monte, Argentina. Bamberger Geographische Schriften Bd. 15, 181-209.

Roig, F.A., Rossi, B.E., 2001. Flora y vegetación. En: Claver, S., Roig-Juñent, S. A. (eds.). El desierto del Monte: la Reserva de Biosfera de Ñacuñán. IADIZA - MAB - UNESCO, Mendoza. 41-70

Roig, F.A., Rossi, B.E., 2001. Flora y vegetación. En: El desierto del Monte: la Reserva de Biósfera de Ñacuñán. Claver, S., Roig-Juñent, S. A. (eds.). IADIZA - MAB - UNESCO, Mendoza. 41-70.

Roig, F.A., Roig-Juñent, S., Corbalán, V., 2009. Biogeography of the Monte Desert. Journal of Arid Environments. 73, 164-172.

Rojas, F., 2013a. Rol de la minería y el ferrocarril en el desmonte del oeste riojano y catamarqueño (Argentina) en el período 1851-1942. Población y Sociedad. 20, 5-39.

Rojas, J.F., 2013b. Procesos ambientales: deforestación y actividades productivas en los valles y bolsones del Oeste de La Rioja y Catamarca desde mediados del Siglo XIX. Tesis Doctoral. Universidad Nacional de Cuyo.

Rojas, J.F., Prieto, M. del D.R., Villagra, P.E., Alvarez, J.A., 2014a. Deforestación y actividades productivas en los valles del oeste de La Rioja y Catamarca, desde mediados del Siglo XIX hasta la actualidad. Boletín de Estudios Geográficos. 103, 19-57.

Rojas, J.F., Prieto, M.R., Villagra, P.E., Alvarez, J.A., 2014b. Distribución espacial de los bosques nativos en el Norte del Monte argentino, hacia mediados del siglo XIX. Historia. 2.0 4, 31-46.

Rolhauser, A.G., D'Antoni, M.J., Gatica, M.G., Pucheta, E., 2013. Species-specific influences of shrubs on the non-dormant soil seed bank of native and exotic plant species in central-northern Monte Desert. Austral Ecology. 38, 87-94.

Rolhauser, A.G., Pucheta, E., 2016. Annual plant functional traits explain shrub facilitation in a desert community. Journal of Vegetation Science. 27, 60-68.

Rossi, B.E., Villagra, P.E., 2003. Effects of *Prosopis flexuosa* on soil properties and the spatial pattern of understory species in arid Argentina. Journal of Vegetation Science. 14, 543-550.

Rossi, B.E., 2004. Flora y vegetación de la Reserva de Biosfera de Ñacuñán después de 25 años de clausura. Heterogeneidad espacial a distintas escalas. Tesis Doctoral. Universidad Nacional de Cuyo.

Rubio, C., 2015. Desertificación en el área no irrigada del Departamento de Lavalle, Provincia de Mendoza. Breves Contribuciones del IEG-Instituto de Estudios Geográficos «Dr. Guillermo Rohmeder». 25(25).

Rubio, C., Rubio, M.C., Abraham, E., 2017. Poverty assessment in degraded rural drylands in the Monte desert, Argentina. An evaluation using GIS and Multi-criteria decision analysis. Social Indicators Research. 137(2), 579-603.

Ruiz Leal, A., 1972. Flora Popular Mendocina. Aportes al inventario de los recursos naturales renovables de la Provincia de Mendoza. Deserta. 3, 1-299.

Rundel, P.W., Villagra, P.E., Dillon, M.O., Roig-Juñent, S.A., Debandi, G., 2007. Arid and semi-arid regions and ecosystems. En: Veblen, T.T., Young, K., Orme, A. (eds.). The physical geography of South America. Oxford University Press. 158-1

Salomón, R., Valbuena-Carabaña, M., Gil, L., González-Doncel, I., 2013. Clonal structure influences stem growth in *Quercus pyrenaica* Willd. coppices: Bigger is less vigorous. Forest Ecology and Management. 296, 108-118.

Salto, C.S., Harrand, L., Oberschelp, G.P., Ewens, M., 2016. Crecimiento de plantines de *Prosopis alba* en diferentes sustratos, contenedores y condiciones de vivero. Bosque. 37, 527-537.

Sartor, C.E., 2015. Influencia de *Prosopis flexuosa* sobre el establecimiento de gramíneas perennes en dos sitios del Monte mendocino. Tesis, Universidad Nacional de Córdoba.

Schmelter, A., 2002. Influencia de la temperatura en el crecimiento de *Discaria trinervis* en la cordillera mendocina. Dendrochronologia. 35-39.

Silva, M.P., Martínez, M.J., Coirini, R., Brunetti, M.A., Balzarini, M., Karlin, U. 2000. Valoración nutritiva del fruto del algarrobo blanco (*Prosopis chilensis*) bajo distintos tipos de almacenamiento. Multequina. 9, 65-74.

Simpson, B.B., Neff, J.L., Moldenke, A.R., 1977. *Prosopis* flowers as a resource. En: Mesquite. Its biology in two Desert Scrub Ecosystems. Simpson, B.B. (ed.). US/IBP Synthesis Series 4. Dowden, Hutchinson & Ross, Inc., Stroudsburg. 84-105.

Simpson, B.B., Solbrig, O.T., 1977. Introduction. En: Mesquite. Its biology in two Desert Scrub Ecosystems. Simpson, B.B. (ed.). US/IBP Synthesis Series 4. Dowden, Hutchinson & Ross, Inc. 1-26.

Skujinš, J., 1991. Semiarid lands and deserts: Soil resource and reclamation. Marcel Dekker Inc, New York.

Society for Ecological Restoration International, 2004. The SER International Primer on Ecological Restoration. www.ser.org.14.

Solans, M., Vobis, G., Chaia, E., Wall, L.G., 2003. Influencia de actinomycetes simbióticos y saprófitos sobre el crecimiento de *Discaria trinervis*. XXIX Jornadas Argentinas de Botánica y XV Reunión Anual de la Sociedad Botánicas de Chile.

Solbrig, O., Barbour, M.A., Cross, J., Goldstein, G., Lowe, C.H., Morello, J., Yang, T.W., 1977. The strategies and community patterns of desert plants. En: Orians, G. H., Solbrig, O.T. (eds.). Convergent Evolution in Warm Deserts. US/IBP Synthesis No 3. Dowden, Hutchinson and Ross, Inc Stroudsburg, Pa. 67-1

Solé, R., 2007. Ecology: Scaling laws in the drier. Nature. 449, 151-153.

Spegazzini, C., 1924. Un nuevo género de leguminosa (*Ramorinoa*). Physis. 7, 262-267.

Taylor, R.G., Todd, M.C., Kongola, L., Maurice, L., Nahozya, E., Sanga, H., Macdonald, A.M., 2013. Evidence of the dependence of groundwater resources on extreme rainfall in East Africa. Nature Climate Change. 3, 374-378.

Tinto, J.C., Pardo, L.L., 1957. Ceras vegetales argentinas. Cera de retamo (*Bulnesia retama*). Revista de Investigaciones Forestales. 1, 122.

Tonolli, A., 2017. Las estrategias de reproducción social campesina y los actores de intervención rural en tierras no irrigadas del NE de Mendoza. Centro de estudios avanzados. Tesis Doctoral. Universidad Nacional de Córdoba.

Torres, L., Montaña, E., Abraham, M.E., Torres, E., Pastor, G., 2005. La utilización de indicadores socio-económicos en el estudio y la lucha contra la desertificación: acuerdos, discrepancias y problemas conceptuales subyacentes. E.I.A.L (Estudios Interdisciplinarios de América Latina y el Caribe). 16, 111-133.

Tortorelli, L.A., 1956. Maderas y Bosques Argentinos. ACME, Buenos Aires.

Triviño, L., 1980. El hombre en las zonas áridas. Serie científica III.12-19.

Vázquez, D.P., Alvarez, J.A., Debandi, G., Aranibar, J., Villagra, P.E., 2011. Ecological consequences of dead wood harvesting in an arid ecosystem. Basic and Applied Ecology. 12, 722-732.

Vega Riveros, C., 2017. Factores que determinan la distribución de la vegetación y abundancia de gramíneas perennes en la llanura medanosa del NE de Mendoza. Tesis Doctoral. Universidad Nacional de Cuyo.

Vervoorst, F., 1954. Observaciones ecológicas fitosociológicas en el bosque de algarrobo del Pilciao, Catamarca. Universidad de Buenos Aires.

Vilela, A.E., Ravetta, D.A., 2000. The effect of radiation on seedling growth and physiology in four species of *Prosopis* L. (Mimosaceae). Journal of Arid Environments. 44, 415-423.

Vilela, A., Bolkovic, M.L., Carmanchahi, P., Cony, M., de Lamo, D., Wassner, D., 2009. Past, present and potential uses of native flora and wildlife of the Monte Desert. Journal of Arid Environments. 73, 238–243.

Villagra, P.E. y Alvarez, J.A. (2019) Determinantes ambientales y desafíos para el ordenamiento forestal sostenible en los algarrobales del Monte, Argentina. Ecología Austral. 29, 146-155.

Villagra, P.E., Roig, F.A., 1999. Vegetación de las márgenes de inundación del Río Mendoza en su zona de divagación (Mendoza, Argentina). Kurtziana. 27, 309-317.

Villagra, P.E., 2000. Aspectos ecológicos de los algarrobales argentinos. Multequina. 9, 21-36.

Villagra, P.E., Villalba, R., 2001. Estructura poblacional del algarrobal de la Reserva de Ñacuñán. En: Claver, S., Roig-Juñent, S.A. (eds.). El desierto del Monte: La Reserva de Biósfera de Ñacuñán. IADIZA - MAB - UNESCO, Mendoza. 71-75.

Villagra, P.E., Marone, L., Cony, M.A., 2002. Mechanisms affecting the fate of *Prosopis flexuosa* (Fabaceae, Mimosoideae) seeds during early secondary dispersal in the Monte Desert, Argentina. Austral Ecology. 27, 416-421.

Villagra, P.E., Cony, M.A., Mantován, N.G., Rossi, B.E., González Loyarte, M.M., Villalba, R., Marone, L., 2004. Ecología y manejo de los algarrobales de la Provincia Fitogeográfica del Monte. En: Arturi, M.F., Frangi, J.L., Goya, J.F. (eds.). Ecología y Manejo de Bosques Nativos de Argentina. Universidad Nacional de La Plata. 1-3

Villagra, P.E., Boninsegna, J.A., Alvarez, J.A., Cony, M., Cesca, E., Villalba, R., 2005a. Dendroecology of *Prosopis flexuosa* woodlands in the Monte desert: Implications for their management. Dendrochronologia.. 22, 209-213.

Villagra, P.E., Villalba, R., Boninsegna, J.A., 2005b. Structure and growth rate of *Prosopis flexuosa* woodlands in two contrasting environments of the central Monte desert. Journal of Arid Environments. 60, 187-199.

Villagra, P.E., Defossé, G.E., Del Valle, H.F., Tabeni, M.S., Rostagno, C.M., Cesca, E., Abraham, E.M., Tabeni, S., Rostagno, M., 2009. Land use and disturbance effects on the dynamics of natural ecosystems of the Monte Desert. Implications for their management. Journal of Arid Environments. 73, 202-211.

Villagra, P.E., Cesca, E., Alvarez, J., Rojas, F., Bourguet, M., Rubio, C., Mastrángelo, P., 2010a. Documento de Ordenamiento de Bosques Nativos de la Provincia de Mendoza. Anexo 2. Ley 8195.

Villagra, P.E., Vilela, A., Giordano, C.V, Alvarez, J.A., 2010b. Ecophysiology of *Prosopis* species from the arid lands of Argentina: What do we know about adaptation to stressful environments? En: Ramawat, K.G. (ed.). Desert Plants. Biology and Biotechnology. Springer-Verlag, Berlin-Heidelberg. 322-3

Villagra, P.E., Giordano, C.V, Alvarez, J.A., Cavagnaro, J.B., Guevara, A., Sartor, C., Passera, C.B., Greco, S.A., 2011. Ser planta en el desierto: estrategias de uso de agua y resistencia al estrés hídrico en el Monte Central de Argentina. Ecología Austra. 21, 29-42.

Villagra, P.E., Meglioli, P.A., Pugnaire, F.I., Vidal, B., Aranibar, J., Jobbágy, E., 2013. La regulación de la partición del agua en zonas áridas y sus consecuencias en la productividad del ecosistema y disponibilidad de agua para los habitantes.En: Valdivia, Chile. Lara, A., Laterra, P., Manson, R., Barrantes, G. (eds.). Servicios ecosistémicos hídricos: estudios de caso enAmérica Latina y el Caribe. Red ProAgua CYTED, Imprenta América. Valdivia – Chile. 111-1

Wang, B.C., Smith, T.B., 2002. Closing the seed dispersal loop. Trends in Ecology & Evolution. 17, 379–386.

Westoby, M., Walker, B.H., Noy-Meir, I., 1989. Opportunistic management for rangelands not at equilibrium. Journal of Range Management. 42, 266-274.

Zapata, R.M., 2017. Distribución y caracterización de poblaciones naturales de "Chica" (*Ramorinoa girolae* Speg., Fabaceae), especie endémica de Argentina, y valoración alimenticia de sus semillas. Tesis Doctoral. Facultad de Ciencias Agropecuarias, Universidad Nacional de Córdoba.

9
Región del Espinal

Autores

Leonardo Galetto[1,2], Ignacio Barberis[3], Noelia Calamari[4], Sebastián Dardanelli[4], Gregorio Gavier-Pizarro[5], Rosario Iglesias[2], Lucrecia Lezana[4], Carolina Torres[1,2], José Vesprini[3]

[1]Facultad de Ciencias, Exactas, Físicas y Naturales, Universidad Nacional de Córdoba (UNC), Avenida Vélez Sarsfield 1611–X5016GCA, Córdoba, Argentina. [2]Instituto Multidisciplinario de Biología Vegetal (IMBIV, UNC-CONICET), CC 495, Avenida Vélez Sarsfield 299, 5000 Córdoba, Argentina. [3]Instituto de Investigaciones en Ciencias Agrarias, Rosario (IICAR, UNR-CONICET), CC 14 S2125ZAA, Zavalla, Argentina.Facultad de Ciencias Agrarias, Universidad Nacional de Rosario (UNR) CC 14 S2125ZAA Zavalla, Argentina. [4]Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria (INTA, Estación Experimental Agropecuaria Paraná), Ruta Nacional N° 11, Km 12.7, 3101 Oro Verde, Entre Ríos, Argentina. [5]Grupo de Biodiversidad, Ecología y Gestión Ambiental, Instituto de Recursos Biológicos (CIRN), Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria (INTA), CNIA-INTA, Nicolás Repetto y De Los Reseros, 1686 Hurlingham, Argentina.

Resumen

Se presenta el estado de los bosques del Espinal, analizando la estructura y funcionamiento de los principales tipos de unidades de paisaje. Se discuten los principales cambios a nivel del paisaje relacionados con el manejo histórico del territorio y aspectos socioecológicos vinculados a los cambios en el uso de la tierra. Se presentan los tratamientos silvícolas y técnicas de manejo silvicultural que se han realizado o se realizan en esta región, evaluando los distintos factores ecológicos, sociales y económicos relacionados a la pérdida de bosque nativo. Se discuten distintas éticas ambientales en relación con valoraciones de los bosques para así analizar posibles manejos silviculturales en el bosque nativo que posibiliten la conservación de la biodiversidad en los agro-ecosistemas del Espinal. Finalmente, se presentan algunas prioridades en la generación de nuevos conocimientos necesarios para el

manejo silvicultural sostenible y se incluyen recomendaciones para mejorar la conservación y la silvicultura en los bosques del Espinal y el buen vivir de la sociedad.

9.1 Introducción

Las regiones biogeográficas de Argentina, incluyendo la del Espinal, han sido descriptas por numerosos autores, considerando la vegetación y también factores geofísicos, sociales, históricos (por ejemplo, Cabrera 1976; Ribichich 2002; Brown *et al.,* 2006; Morello *et al.,* 2012; Dussart *et al.,* 2015; para encontrar una lista completa de los trabajos ver Oyarzabal *et al.,* 2018) y también climáticos (capítulo 3). En varios de esos trabajos, se discuten las metodologías que se utilizaron para delimitar cada región y las dificultades para caracterizar la vegetación, principalmente, por los profundos cambios en el uso de la tierra durante el último siglo. Esto ha determinado discrepancias en la delimitación de las regiones y que varias de ellas hayan tenido diversas conceptualizaciones desde la fitogeografía (por ejemplo, Cabrera 1976; Ribichich 2002; Lewis *et al.,* 2004; Oyarzabal *et al.,* 2018) o discrepancias sobre la fisonomía original de los bosques (i.e., Dussart *et al.,* 2015).

En particular, la delimitación del Espinal se ha discutido mucho en la literatura ya que es una de las regiones que más se ha transformado por el avance de las actividades agropecuarias, con gran pérdida y fragmentación de bosques e introducción de numerosas especies exóticas invasoras, hechos que llevaron a definirla de diferentes maneras (por ejemplo, Lewis y Collantes 1973; Cabrera 1976; Arturi 2006; Brown *et al.,* 2006; Lewis *et al.,* 2009; Mateucci 2012; Oyarzabal *et al.,* 2018).

En este capítulo se presenta el estado de los bosques, enfatizando los cambios en su estructura y funcionamiento de los principales tipos de unidades de paisaje, ya que la descripción en su composición florística ya fue presentada (capítulo 2). Se discuten los principales cambios a nivel del paisaje relacionados con el manejo histórico del territorio y aspectos socioecológicos vinculados a los cambios en el uso de la tierra y conservación de los bosques en el marco de los objetivos planteados en este libro (ver capítulo 1). Se presentan los tratamientos silvícolas y técnicas de manejo silvicultural que se han realizado o se realizan en esta región, y también distintas éticas ambientales en relación con una pluralidad de valoraciones de los bosques, con el objetivo de analizar posibles manejos silviculturales en el bosque nativo. Asimismo, se presentan las prioridades en la generación de nuevos conocimientos necesarios para el manejo silvicultural sostenible. Finalmente, se incluye una serie de recomendaciones para mejorar la conservación y la silvicultura en los bosques del Espinal.

9.2 Características generales y composición de la vegetación

Las características generales de la vegetación para esta región se encuentran en el capítulo 2 (aquí solo mencionamos algunos datos históricos). La vegetación de la región durante el Mioceno (entre 23-5,3 millones de años atrás) habría sido comparable con la que se desarrolla actualmente, con presencia de arbustos, árboles xerófilos y vegetación herbácea (fig. 9.1) mayormente halófila (Barreda *et al.,* 2007). Durante el Holoceno (los últimos 10 mil años) se habrían definido los actuales límites entre el Espinal y los pastizales pampeanos, como también la diagonal árida correspondiente al Monte y los límites de los bosques chaqueños, principalmente debido a un aumento de la temperatura y disminución en las precipitaciones

(Barreda *et al.,* 2007). Los registros sobre el disturbio antrópico en el sistema se remontan a unos 2000 años atrás por distintas culturas originarias, pero la deforestación del territorio se intensificó sustancialmente en los últimos 200 años. Se ha estimado que desde fines del siglo XIX hasta mediados del siglo XX los bosques de Argentina han sido devastados (Zarrilli 2016a, 2016b, 2016c) y, en particular, los del Espinal, con pérdidas de millones de hectáreas de bosque (Mateucci 2012; Dussart *et al.,* 2015; Zarrilli 2016c; Capítulo 2). Esto coincide con descripciones de numerosos autores, los que han mencionado que extensas superficies del Espinal estaban cubiertas de bosques hace poco más de un siglo (por ejemplo, Kurtz 1904; Lewis *et al.,* 2004; Dussart *et al.,* 2011, 2015; Zarrilli 2016c). Los cambios más importantes en la vegetación se deben a deforestación desde fines del siglo XIX y el comienzo del siglo XX, pastoreo por ganado doméstico (fig. 9.1) y luego expansión de la agricultura industrial (Barreda *et al.,* 2007; Dussart *et al.,* 2011, 2015; Zarrilli 2016a; capítulo 4).



Figura 9.1. Fragmento de bosque en que se puede percibir la presencia de los tres estratos (herbáceo, arbustivo y arbóreo) que conforman su estructura. (Foto: C. Torres).

9.3 Estructura y funcionamiento de los principales tipos de unidades de paisaje que conforman el Espinal

En el capítulo del Parque Chaqueño se hace referencia a la importancia de considerar en la descripción de los bosques, además de la composición de plantas leñosas, otros atributos de la biodiversidad como la estructura y el funcionamiento (capítulo 11), por lo cual no vamos a profundizar en los argumentos y ejemplos mencionados, ya que lo dicho allí se ajusta a distintos bosques nativos del país. Asimismo, varios de los ejemplos sobre distintas especies arbóreas que se presentaron para el Parque Chaqueño también se pueden aplicar aquí, ya que muchas de las especies leñosas que componen sus bosques y sus interacciones son frecuentes también en los bosques del Espinal (capítulo. 2).



Figura 9.2. Fragmento de bosque inmerso en una matriz de cultivo de soja. (Foto: L. Galetto).

Aquí pondremos énfasis en destacar la importancia de considerar el concepto de biodiversidad de los bosques desde una visión amplia, debido a que cuando desaparece un sistema en particular (por ejemplo, la enorme pérdida de bosque nativo que ha tenido lugar en el Espinal fundamentalmente por el avance de la frontera agropecuaria; fig. 9.2) no solo se pierden los árboles (por ejemplo, remanentes completos de bosque con las especies leñosas que consideramos valiosas), sino también los componentes incluidos en otros niveles de organización (poblaciones, otras especies, genes de distintos grupos de organismos), sus relaciones estructurales (abundancias, dominancia, etc.) y las interacciones funcionales (polinización, dispersión, herbivoría, procesos evolutivos, etc.). Es decir, si un área resulta deforestada se pierden procesos del sistema que no percibimos directamente, por ejemplo, aquellos relacionados con la biodiversidad funcional, que está asociada con las interacciones biológicas y distintos procesos ecológicos, biogeoquímicos, históricos y evolutivos que tenían lugar en el bosque. La pérdida de estos procesos, a mediano y largo plazo, deteriora los servicios ecosistémicos fundamentales para una buena calidad de vida de las personas (por ejemplo, acceso a agua y aire limpios, polinización de cultivos, regulación de cuencas, entre otros).

Para mencionar algunos estudios relacionados con estos conceptos teóricos, mencionamos algunos trabajos que han indagado sobre el valor de la diversidad funcional en el Espinal, estudiando diversos grupos de organismos en relación a procesos de deforestación y fragmentación del bosque nativo que han ocurrido en toda la región. Por ejemplo, los resultados de un estudio conducido en el Espinal de Entre Ríos, para el cual se cuantificó el cambio en el uso de la tierra en el período 1986-2008 en tres mosaicos de paisajes que representan un gradiente de fragmentación del bosque nativo, muestran que ocurrieron cambios sustanciales tanto en la cantidad como en la configuración espacial del bosque (fig. 9.3). Entre ellos, se observaron nuevas áreas deforestadas con pérdida de hábitats, incluso dentro de los fragmentos de mayor tamaño y con alto valor de conservación, reducción en el tamaño medio de los fragmentos, aumento en el número de los mismos y mayor aislamiento entre los fragmentos más pequeños. Los principales factores impulsores de dichos cambios estuvieron relacionados, fundamentalmente, con la urbanización (distancia a localidades) y al transporte (distancia a rutas), así como a características de los fragmentos de bosque nativo (tamaño y forma) (Calamari 2014). El incremento de la carga ganadera sobre áreas de bosque nativo de baja productividad forrajera (bosque con uso ganadero) en distintas regiones del Espinal, muestra que el sobrepastoreo (fig. 9.4) aumenta la degradación de los bosques al eliminar parte de la cobertura vegetal, erosionar el suelo y eliminar los renuevos de especies arbóreas (Luti *et al.,* 1979; Bucher, 1982; Fernández *et al.,* 2009; Matteucci 2012), dificultando las posibilidades de regeneración del bosque (Coomes *et al.,* 2003).

Esos cambios ocurridos tanto a nivel de paisaje como en la estructura de la vegetación (fig. 9.4; nótese que desapareció el estrato arbustivo) dentro de los fragmentos pueden impactar negativamente sobre la biodiversidad asociada a los bosques y sus potenciales servicios ecosistémicos (Dardanelli *et al*., 2006a, 2006b, Trisurat *et al*., 2010; Fandiño *et al*., 2010; Sosa & López de Casenave 2017; Verga *et al*., 2017). Algunos indicadores de esos impactos negativos sobre atributos de la biodiversidad pueden manifestarse a través de la reducción del tamaño poblacional y las tasas reproductivas de distintos grupos de organismos, elevando la probabilidad de extinciones locales de determinadas especies (Pulliam 1988). Asimismo, la pérdida de hábitat puede reducir la diversidad genética y la capacidad de las especies de adaptarse a las nuevas condiciones (Gilpin 1987). El incremento del aislamiento restringe la capacidad de muchas especies de moverse a través del paisaje en respuesta a los cambios en el uso de la tierra. No obstante, hay especies tolerantes a estos cambios que se adaptan a vivir en diferentes hábitats fragmentados. Por ejemplo, algunas especies de aves han sido beneficiadas con la expansión de la agricultura sobre los bosques del Espinal. Particularmente, algunas especies que se consideran como un problema para la agricultura mostraron un crecimiento poblacional en la región Pampeana y Espinal, como la paloma torcaza (*Zenaida auriculata*; fig. 9.5A) y la cotorra (*Myiopsitta monachus*; fig. 9.5B) (Calamari *et al*., 2013; Goijman *et al*., 2015), pudiendo evitarse algunas de estas consecuencias funcionales negativas con un adecuado ordenamiento territorial.

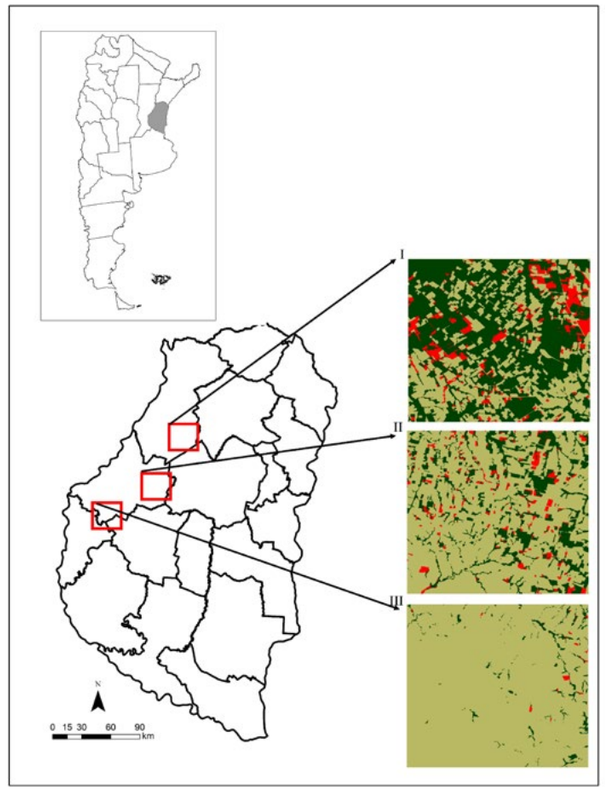


Figura 9.3. Coberturas de bosque (verde oscuro) y uso agrícola (beige) en tres mosaicos de 30 x 30 km del Espinal de Entre Ríos. En rojo se destaca el bosque perdido en el período entre 1986-2008, con una superficie deforestada que se estima en 11, 16 y 8,5% en los mosaicos I, II y III, respectivamente.



Figura 9.4. Fragmento de bosque en el Espinal de Entre Ríos con uso ganadero, en donde se observa la desaparición del estrato arbustivo, la reducción del estrato herbáceo por las consecuencias del sobrepastoreo y la ausencia de renovales de individuos del estrato arbóreo. La foto es gentileza de Ignacio Rojido.

En general, son numerosas las especies de la fauna silvestre que se ven afectadas negativamente por la deforestación, fragmentación y degradación del bosque del Espinal. En áreas de bosque, por ejemplo, algunas especies de aves son más sensibles y afectadas por estos cambios en la configuración y estructura del paisaje con bosque, como aquellas de tamaños corporales más grandes y especialistas de hábitats boscosos (Dardanelli *et al.,* 2006a, 2006b, Trisurat *et al.,* 2010; Fandiño *et al.,* 2010; Sosa y López de Casenave 2017; Verga *et al.,* 2017). Schrag *et al.,* (2009) encontraron que la riqueza de aves en la región Pampeana y Espinal estuvo asociada positivamente a la proporción del paisaje ocupada por vegetación natural y negativamente a la proporción de tierras cultivadas. En el Espinal entrerriano, Calamari *et al.,* (2018) encontraron que la cantidad y configuración espacial del bosque y la estructura de la vegetación dentro de los fragmentos, explicaron los patrones de abundancia de aves en paisajes fragmentados. Mientras que algunas especies no mostraron una respuesta aparente o incluso se beneficiaron de las condiciones de fragmentación, un subconjunto de especies de aves respondió negativamente a estos patrones, tanto a nivel de fragmento como de paisaje. Por lo tanto, los cambios potenciales en las comunidades de aves en estos paisajes se verían impulsados por una menor abundancia de especies sensibles a la pérdida y fragmentación de los bosques (Verga *et al.,* 2017; Calamari *et al.,* 2018).



Figura 9.5. a. La paloma torcaza (*Zenaida auriculata*) y **b**. la cotorra (*Myiopsitta monachus*) constituyen un problema para la agricultura al aumentar exponencialmente sus poblaciones por el cambio en el uso de la tierra. (Fotos: L. Galetto).

Muchas especies de aves dispersan semillas, polinizan flores o controlan las poblaciones de insectos jugando un papel fundamental en la dinámica de los bosques, por lo cual pueden ser consideradas como buenos indicadores del funcionamiento del bosque (ver sección 9.11). La pérdida de especies de aves se relaciona con una reducción en el tamaño de los fragmentos de bosque y tiene un patrón de respuesta que permite predecir los mayores efectos de la deforestación sobre un grupo particular de aves: aquellas que nidifican en nidos cerrados, tienen un tamaño corporal mediano, son residentes durante todo el año y habitan los estratos medio y superior del bosque. Estas especies fueron más sensibles que las que hacen nidos abiertos, son pequeñas, migratorias y habitan el estrato inferior del bosque (Dardanelli *et al.,* 2006a). Por ello, en las áreas caracterizadas por una alta deforestación e intensificación de la producción agropecuaria, los remanentes de bosque del Espinal tienen un valor sustancial en la conservación de la biodiversidad (Bogino 2005; Dussart *et al.,* 2015; Verga *et al.,* 2018). En el centro-sur de Entre Ríos y sur de Santa Fe, el aumento tanto en la diversidad de ambientes naturales como en la superficie de banquinas vegetadas y en el número de pequeños remanentes de bosque inmersos en matrices agrícolas tuvieron un significativo efecto positivo sobre la riqueza de aves insectívoras. La mayoría de las especies de aves utilizaron los bordes de cultivos, especialmente aquellos con mayor cobertura y altura de árboles y arbustos. Asimismo, la riqueza de especies de aves estuvo directamente relacionada con el número de árboles nativos (Goijman *et al.,* 2010), aunque en

algunos casos la respuesta se diferenció según los gremios tróficos (Di Giacomo y López de Casenave 2010; Goijman 2014). Por ejemplo, para granívoros e insectívoros de espigueo, la relación directa con el número de árboles en los bordes fue fuerte, pero para insectívoras de vuelo elástico o forrajeras aéreas fue débil (Goijman 2014). En el Espinal entrerriano la relación positiva entre la abundancia poblacional de algunas especies de aves y la estructura de la vegetación dentro de los fragmentos resultó comparativamente más importante que la forma y el tamaño de los fragmentos de bosque (Calamari 2014). La avifauna del Espinal de Córdoba también se vió afectada negativamente por la fragmentación y la reducción de los fragmentos remanentes, los cuales mostraron una disminución en la diversidad de especies (Dardanelli y Nores 2001; Dardanelli 2006; Dardanelli *et al.,* 2006a, 2006b).

Los anfibios también resultaron afectados por la fragmentación del bosque del Espinal, pudiendo diferenciarse dos tendencias en sus respuestas en paisajes de Entre Ríos. Por un lado, un grupo de especies resultaron tolerantes a la pérdida y fragmentación del bosque, ya que pueden reproducirse en charcos temporarios, tienen hábitos generalistas en su alimentación y buena capacidad de dispersión en el paisaje (tales como *Leptodactylus latinasus, L. mystacinus* y *L. gracilis*). En cambio, un grupo de especies más sensibles a la fragmentación y deforestación (*Rhinella shneideri, R. fernandezae, S. nasicus, S. squalirostris, Dendropsophus* spp.*, Physalaemus* spp. y *Pseudopaludicola falcipes*) presenta una dieta más especializada y un mayor tiempo de desarrollo larval. Este último grupo de especies mostró sensibilidad cuando los sitios en donde estaban tuvieron menor proporción de cobertura de bosque, menor cantidad de cursos de agua y vegetación ribereña, y baja conectividad entre el hábitat acuático y el bosque (Peltzer *et al.,* 2006; Suárez *et al.,* 2016).

Una especie muy interesante para la región es el caldén (*Prosopis caldenia*). Se ha estudiado cómo distintos factores (fuego, clima, napas freáticas, dispersores y predadores de semillas, etc.) afectan procesos biológicos importantes para su regeneración, reclutamiento o mortalidad en esta especie clave de los bosques en el sudoeste del Espinal (por ejemplo; Peinetti *et al.,* 1993; Lerner y Peinetti 1996; Bogino y Jobbagy 2011; Matula *et al.,* 2014; Bogino *et al.,* 2015; Svátek *et al.,* 2018).

En resumen, las investigaciones que han estudiado distintos procesos e interacciones (tanto biológicas como con el medio físico) en los bosques del Espinal muestran que para restaurar un bosque es necesario considerar la estructura y la diversidad funcional presentes en las comunidades y paisajes. Por ejemplo, muchas de las especies leñosas tienen dependencia de los polinizadores para producir frutos y también de animales dispersores de semillas u otros organismos que dificultan o facilitan el establecimiento de renuevos (Peinetti *et al.,* 1993; Lerner y Peinetti 1996; de la Peña y Pensiero 2003; Aguilar *et al.,* 2012). A su vez, la estructura del paisaje y la relación entre bosques y cultivos se relaciona con la diversidad de aves y otros organismos de la fauna silvestre. En consecuencia, distintos procesos ecológicos vinculados al ciclo reproductivo de las plantas leñosas se verán también afectados negativamente por el cambio de uso de la tierra y eventualmente podrían determinar reducciones poblacionales y extinciones locales de algunas especies al disminuir sus posibilidades reproductivas y de establecimiento a escala regional. Claramente, este vacío de conocimiento para muchas especies leñosas importantes de los bosques de la región es un impedimento sustancial para desarrollar los planes de manejo y de conservación adecuados en el largo plazo.

9.4 Principales cambios forestales en la región del Espinal

En general y para diversas regiones del mundo, los cambios en el uso de la tierra son el resultado de interacciones complejas entre actividades antrópicas y condiciones ambientales, que afectan los ecosistemas a múltiples escalas espacio-temporales, particularmente cuando determinan el reemplazo de las coberturas naturales (por ejemplo, Lambin *et al.*, 2001; Sala *et al.*, 2001; Sarma *et al.*, 2008; Manandhar *et al.*, 2010; Rodríguez Eraso *et al.*, 2013). En la región del Espinal, diversos procesos históricos relacionados con los cambios en uso de la tierra han determinado una sustancial pérdida y degradación de coberturas naturales, principalmente de los bosques nativos (Morello 2004; Muñoz *et al.*, 2005; Arturi 2006; Barreda *et al.*, 2007; Dussart *et al.*, 2011, 2015; Matteucci 2012; Calamari 2014).

En el capítulo 4 se han presentado los principales factores naturales y antrópicos que afectan la distribución general del bosque nativo en Argentina.

Aquí mencionaremos algunas particularidades de esta región, que incluyen numerosas causas concurrentes y sinérgicas, como la expansión de la frontera agrícola desde el sur hacia el noreste de Argentina, la ganadería bajo bosque, la implantación de pasturas en áreas deforestadas, los incendios naturales e intencionales y la explotación forestal. Estos factores han reducido un 70% la superficie del bosque nativo (comparando con estimaciones realizadas en 1914, según el Censo Forestal Nacional). Asimismo, y como se mencionó en la sección 9.3, también se ha modificado la estructura y funcionamiento de los bosques, con la consiguiente pérdida y cambios en la biodiversidad (por ejemplo, Dardanelli *et al.*, 2006a; Sosa 2008; Aguilar *et al.*, 2009; Schrag *et al.*, 2009; Calamari 2014; Verga *et al.*, 2017).

Los inventarios oficiales sobre bosques para el Espinal (o tierras forestales según el Primer Inventario Nacional de Bosques Nativos; SAyDS 2006, 2007), muestran que, aproximadamente 20 años atrás, los bosques cubrían cerca del 28% de la superficie de la región de los distritos del noreste (Ñandubay) y sudoeste (Caldenal), y menos del 5% de la superficie del distrito del centro (Algarrobal). Estos registros fueron actualizados recientemente por la Dirección de Bosques (2015, 2017), los que muestran que el Espinal ha seguido perdiendo cientos de miles de hectáreas de bosque en los últimos 10 años. Según el monitoreo de la superficie de bosque nativo de la República Argentina para el periodo 2007-2016 (Dirección de Bosques, 2017), el bosque de la región del Espinal se redujo 243.199 ha en este período. Si bien habría una disminución en la tendencia de pérdida anual de tierras forestales para la región, desde tasas de 0,49% en 2007 a 0,14% en 2016, la reducción de cobertura boscosa continúa siendo sustancial en algunas provincias. Para el año 2016, las provincias de La Pampa, Entre Ríos y San Luis mostraron valores de pérdidas de cobertura de 3.890 ha, 1.965 ha y 469 ha, respectivamente. Estos valores corresponden a pérdidas de cobertura de bosque para las categorías roja y amarilla establecidas según la Ley Nacional n.º 26.331, lo cual es aún más preocupante puesto que no está permitido deforestar en estas categorías. El área de Espinal correspondiente a la provincia de Corrientes, Córdoba y Santa Fe, no registró pérdidas en 2016. Hasta el momento, no ha sido reportada la pérdida de bosque en la región del Espinal de la provincia de Buenos Aires, ya que la ley de Ordenamiento Territorial de Bosques Nativos (OTBN) fue sancionada recién en diciembre de 2016.

Los bosques del Espinal están amenazados por los procesos ya señalados, que incluyen la deforestación o bien la degradación por uso forestal y ganadero intensivo o agriculturización (capítulo 4), entre otros factores globales (Kanninen *et al.*, 2007). Un ejemplo de degradación de los bosques es cuando se da un proceso de arbustización por exceso en la carga ganadera, junto a otros factores como el fuego (Dussart *et al.*, 2011, 2015; de Villalobos 2013; González-Roglich *et al.*, 2014). Ambos procesos (deforestación y degradación) resultan en pérdida, modificación y fragmentación de bosques y sabanas, con degradación de diversos servicios ecosistémicos, como la provisión de agua de calidad para el consumo humano, disminución de la erosión del suelo y contaminación, disminución de la capacidad de los bosques de proveer alimentos y especies potencialmente útiles, pérdida de biodiversidad, entre otros impactos negativos.

En particular, los bosques nativos del distrito del Ñandubay (sensu Cabrera 1976) en el noreste del Espinal, han experimentado procesos de fragmentación por expansión agrícola, y de degradación por manejo ganadero extensivo y tala selectiva (Carnevali 1994; Muñoz *et al.*, 2005; SAyDS 2006; Maldonado *et al.*, 2012; figs. 9.2, 9.3 y 9.4). La agricultura intensiva en áreas de bosque aumentó con la expansión de los cultivos de soja, a pesar de que algunos suelos presentan una aptitud restringida para la agricultura (Tasi y Bedendo 2008), tendencia que abarca a otras regiones durante los últimos 50 años (Viglizzo *et al.*, 2011). En la provincia de Entre Ríos, en particular, también se observa un gradiente NE-SO en la pérdida de bosque nativo debido al avance de la agricultura (Calamari 2014; fig. 9.3). El proceso de deforestación en esta región estuvo influenciado por factores relacionados a la urbanización (distancia a localidades) y al transporte (distancia a rutas), así como a características de los fragmentos de bosque nativo (tamaño y forma). Este patrón es similar a lo observado en otras regiones del mundo y en Latinoamérica en particular, donde la tasa de deforestación estuvo muy influenciada por la pendiente del terreno, la aptitud agrícola, el desarrollo vial y el crecimiento urbano (Dirzo y García 1992; Viña y Cavelier 1999; Gavier-Pizarro y Bucher 2004).

Otra causa de pérdida de bosque ha sido la explotación forestal selectiva de especies de valor maderable, la que ha sido tan intensa que actualmente el recurso forestal se podría considerar agotado en términos industriales, quedando reducido a explotación de leña y carbón (Casermeiro y Spahn 2000), principalmente por pequeños productores que viven en los predios (Coirini *et al.*, 2013). En la franja central de Santa Fe y en Córdoba se ha deforestado durante la primera mitad del siglo XX, principalmente para leña y carbón y posteriormente para posibilitar el avance de los cultivos en toda la región, a partir de la segunda mitad del siglo XX (Capitulo 4). Este largo proceso de deforestación provocó una sustancial desaparición de los remanentes de bosque de Espinal, quedando reducidos a pequeños fragmentos que generalmente no superan las 200 ha y que están cada vez más aislados entre sí (Lewis *et al.*, 2009; Dirección de Bosques 2015; Cabido *et al.*, 2018). La tasa de deforestación anual se ubicó por varios años entre las más altas del mundo, fundamentalmente a partir de la expansión del cultivo de soja transgénica desde fines del siglo XX (por ejemplo, Gavier y Bucher 2004; Agudelo-Henriquez 2015; Dirección de Bosques 2015, 2017).

La porción más austral y seca del Espinal se caracteriza por una pérdida y degradación de sus bosques debido fundamentalmente al uso forestal (Lell 2004), sumado al creciente uso agrícola, asociado a un periodo más húmedo de lo habitual, particularmente en la región de San Luis, sudoeste de Córdoba y La Pampa (Isla *et al.*, 2003; Dussart *et al.*, 2011, 2015; González Roglich *et al.*, 2012). No obstante, grandes áreas fueron degradadas por manejo ganadero, muchas veces acompañado del uso del fuego para disminuir la cobertura de leñosas, dejando solo árboles adultos aislados en pastizales dedicados a la cría de ganado ovino (Dussart *et al.*, 2010, 2011, 2015). La combinación de estos dos factores, ganadería y fuego, contribuyó al incremento de especies arbustivas (Lerner 2004; Sarasola *et al.*, 2005), haciendo que el bosque se cerrara por el aumento de las tasas de germinación del caldén y otras especies que tienen dispersión efectiva por endozoocoria (Peinetti *et al.*, 1993; Dussart *et al.*, 1998). Desde el punto de vista de la ganadería, esta situación hizo que disminuyera la calidad de especies forrajeras en el sistema (Fernández 2003). Posteriormente, a partir de la década de 1990 y acompañado de cambios en los regímenes de las precipitaciones se favoreció a la expansión agrícola, el paisaje se convirtió definitivamente en mosaicos dominados por cultivos (SAyDS 2006). Finalmente, los talares de la provincia de Buenos Aires fueron principalmente afectados por procesos de urbanización y expansión de cultivos de papa (SAyDS 2006).

En síntesis, las grandes extensiones de bosque que hasta hace poco más de un siglo caracterizaban al Espinal, actualmente se encuentran reducidas a escasos relictos de bosques, los que a su vez presentan distintos grados de degradación y se encuentran dispersos e inmersos en un mosaico dominado por cultivos anuales, plantaciones forestales, tierras ganaderas, explotaciones mineras y áreas urbanas (Arturi 2006; Dussart *et al.*, 2015; Zarrilli 2016c).

9.5 Cambios en el uso de la tierra en el Espinal: factores socioeconómicos y ecológicos

Consecuencias ambientales más destacadas

En la sección anterior describimos los cambios que han tenido lugar en la mayor parte del territorio del Espinal, donde los bosques nativos, sabanas y pastizales nativos se han reducido considerablemente desde hace décadas. Esta gran transformación del territorio ha tenido consecuencias sociales, económicas y ecológicas, algunas de las cuales son evidentes en la actualidad y otras se manifestarán con mayor magnitud en los próximos años.

Entre los cambios socioeconómicos con consecuencias ambientales más destacados se encuentra la aparición de monocultivos agrícolas acompañados de un paquete tecnológico (semillas transgénicas, siembra directa, agroquímicos, etc.) que fueron reemplazando a una producción agropecuaria diversificada (capítulo 4). Estos cambios determinaron que en las tierras disponibles para agricultura se haya dado un reemplazo de cultivos y una simplificación del sistema productivo, concentrándose principalmente en la soja, que puede considerarse el último gran factor de deforestación (Piquer Rodríguez *et al.,* 2018) y así ampliar la frontera agrícola, como se ejemplificó en el punto anterior (sección 9.4). Esto provocó la desaparición de pequeños y medianos productores y la concentración de la tierra en menos dueños o en consorcios de siembra que manejan inmensos territorios propios y arrendados (por ejemplo, Pengue 2005; Pengue y Altieri 2005;

Leguizamón 2014; Arora *et al.,* 2015; Cáceres 2015). La concentración de tierras se relaciona con la migración rural hacia áreas urbanizadas. Esto se evidencia con la disminución de la población rural de Argentina, que pasó de 20%, hace 40-50 años (siendo bajo este porcentaje en comparación a otros países de Latinoamérica) a 7%, en 2010 (Leguizamón 2014).

Los objetivos económicos a corto plazo de estos cambios en las actividades sobre el territorio a veces ignoran o desestiman las consecuencias socioeconómicas y ambientales negativas en el mediano y largo plazo, poniendo en riesgo los bosques nativos de Argentina (y otros ambientes naturales) para las futuras generaciones e incluso también las mismas prácticas agrícolas que se promueven en supuesto beneficio de la sociedad actual. Para mencionar solo algunos ejemplos, en la ecuación económica cortoplacista que se promueve a través de monocultivos no se incluyen costos ambientales como la pérdida de fertilidad del suelo, la menor infiltración en las tierras cultivadas con respecto a los bosques nativos y otros ambientes naturales que fueron eliminados, el subsecuente aumento del nivel de la napa freática con la movilidad ascendente de sales y pérdida de fertilidad del suelo, el aumento de tierras anegadas de manera permanente, la aparición de nuevas malezas e insectos plaga tolerantes o resistentes a los principios activos de agroquímicos vertidos al agro-ecosistema en aplicaciones constantes y crecientes, entre otros (Casermeiro *et al.,* 2001; Pengue 2005; Pengue y Altieri, 2005; Jobbagy *et al.,* 2008; Jayawickreme *et al.,* 2011; Nosetto *et al.,* 2012; Cáceres 2015; Ferreira *et al.,* 2017). El ascenso de napas y transporte de sales a la superficie termina inutilizando suelos productivos. Esto se debe a que los bosques absorben y utilizan más agua proveniente de las precipitaciones en comparación a los cultivos, reducen los flujos hacia las napas y acumulan sales, manteniendo los niveles freáticos más profundos. Este proceso ha sido evaluado para el Espinal, comparando sitios deforestados con uso agrícola y sitios con remanentes de bosques, lo cual explicaría las inundaciones y el proceso de salinización en la región (Jobbagy *et al.,* 2008; Jayawickreme *et al.,* 2011; Nosetto *et al.,* 2012).

La rentabilidad cortoplacista es determinante cuando se tiene que decidir entre mantener tierras con comunidades nativas en distinto estado de conservación (a veces muy degradados como en Entre Ríos o como en regiones del sur del Espinal donde estaba el Caldenal), bosque con ganadería, o directamente deforestar y destinar esas tierras a uso agrícola (Arturi 2006; Dussart *et al.,* 2011, 2015). Esta transformación del territorio por la deforestación afectó primero extensos bosques dominados por distintas especies de *Prosopis* en La Pampa, San Luis, Córdoba y Santa Fe, los que fueron reemplazados por agricultura, y más recientemente tierras en Entre Ríos y Corrientes que habían permanecido bajo un uso ganadero extensivo (por ejemplo, Dussart *et al.,* 2011, 2015; Dirección de Bosques 2015, 2017). En la Mesopotamia, además, los bosques del Espinal han sido y continúan siendo reemplazados por plantaciones forestales, por ejemplo de *Eucalyptus* (Arturi 2006). El mismo proceso de deterioro ha ocurrido en los talares en la provincia de Buenos Aires. Hace más de un siglo los talares se eliminaron para sembrar pasturas o cultivos agrícolas, a lo cual posteriormente, durante el siglo XX, se agregó la urbanización y el aumento de actividades humanas (Torres Robles y Tur 2006).

Las evidencias a nivel mundial sobre las consecuencias negativas del reemplazo de bosques secos por cultivos como ha ocurrido con los bosques del Espinal, son contundentes. Los cambios en el uso de la tierra y la pérdida de bosque y su biodiversidad en el Espinal, se basan, fundamentalmente, en decisiones, acciones u omisiones respecto a la percepción de la naturaleza que tienen distintos actores sociales, que han sucedido a lo largo de la historia. Estas decisiones dependen de lo que se encuentre disponible en una determinada región, pero también están relacionadas con múltiples factores socioeconómicos, políticos, científico-tecnológicos, culturales y climáticos que, actuando a diferentes escalas temporales y espaciales, conducen directa o indirectamente a la pérdida de ecosistemas naturales (Galetto y Torres 2015). Es importante tener en cuenta que la pérdida de bosques involucra varios factores que actúan simultáneamente, muchas veces en forma sinérgica y pueden potenciarse en forma aditiva o multiplicativa. Los principales factores se pueden clasificar como directos e indirectos, y los mencionaremos indicando ejemplos para cada categoría.

Factores directos

a) Cambios del uso de la tierra: la expansión de la frontera agropecuaria es una de las principales causas de la pérdida de bosques en la región del Espinal (Arturi 2006; Mateucci 2012; Maldonado *et al.,* 2012; Sabattini 2015; Cabido *et al.,* 2018). La agricultura industrial, principalmente basada en el cultivo de soja y maíz, desplazó en las últimas décadas, en gran medida, la actividad ganadera, lo cual también incrementó la deforestación y/o la degradación de los bosques (Cáceres 2015; Distel 2016). Entre las principales consecuencias se pueden mencionar la pérdida de fertilidad del suelo, salinización, elevación de las napas freáticas, anegamientos temporarios o permanentes (Jobbagy *et al.,* 2008; Jayawickreme *et al.,* 2011; Nossetto *et al.,* 2012).

b) Invasiones biológicas: la abundancia y distribución de especies exóticas invasoras se ha incrementado en forma alarmante debido a algunas actividades que se realizan en los ecosistemas naturales. Como se menciona anteriormente, en toda la región del Espinal hay registros de numerosas plantas que invaden los escasos relictos de bosque nativo. Las consecuencias de las invasiones biológicas son, en muchos casos, impredecibles ya que pueden modificar ecosistemas naturales en un lapso muy corto de tiempo, resultando extremadamente costoso o directamente imposible erradicar las poblaciones una vez establecidas.

c) Fuego: en toda la región del Espinal los incendios son frecuentes y recurrentes, impactando sobre los remanentes de bosque nativo (Arturi 2006). Prender fuego forma parte de una práctica cultural motivada por diversos factores. Por ejemplo, se prende fuego para favorecer el rebrote de especies forrajeras (por ejemplo, pajonales cuyas especies dominantes solo son comidas por el ganado al principio de su período de crecimiento) o se incendian terrenos porque se considera a la degradación y la homogenización del ambiente natural, quemando flora y fauna nativas, como una "mejora" para ese ambiente. Esta visión comienza en Argentina con la llegada de los españoles y, aún hoy, permanece muy presente en la cultura dominante. Se considera que el fuego "limpia" el ambiente y aumenta el valor económico de la tierra. También numerosos incendios se originan por negligencia o cuando, intencionalmente, se queman los residuos en los basurales a cielo abierto de numerosas comunas.

Factores indirectos

d) Socioeconómicos: el modelo productivo predominante en Argentina es de la agricultura industrial, con exportación de materias primas hacia otras regiones del mundo. Este modelo ha impulsado el avance de la agricultura sobre regiones extrapampeanas, tales como el Espinal o el Chaco (por ejemplo, Pengue 2005; Pengue y Altieri, 2005; Leguizamón 2014; Cáceres 2015). En este modelo de producción extractiva de acumulación por despojo de territorios, bienes comunes y culturas, no importa demasiado la destrucción de los bosques y su diversidad biológica, ya que el modelo se basa en maneras de producir en las que hay una deconstrucción del concepto de biodiversidad como bien común (Galetto y Torres, 2015).

e) Sociopolíticos y legales: la forma en que cada sociedad cuida o destruye su ambiente natural depende también de cómo está distribuido y circula el poder entre distintos actores sociales. Es decir, la conservación o destrucción de la biodiversidad depende no solo del modo en que la población se relaciona con el mundo natural sino, principalmente, con el modo de relación con el mundo natural que promueven y defienden los actores sociales que ejercen el poder económico y político en una sociedad (Galetto y Torres 2015). Cuando la concentración del poder político y el capital económico está concentrada en una pequeña fracción de la población, es más complejo defender bienes comunes, como los bosques, y más sencillo que se promueva el reemplazo de los ecosistemas naturales por bienes privados.

f) Culturales: en la base filosófica de la cultura occidental, la naturaleza y las sociedades humanas están disociadas. La naturaleza es conceptualizada como un objeto de conocimiento, uso y explotación. Esta visión antropocéntrica, utilitarista y mercantilista de la naturaleza ha generado la degradación y homogeneización de extensas regiones y sus ecosistemas, lo que incluye la pérdida de bosques nativos (Galetto y Torres 2015). En la actualidad, se ha llegado a un extremo profundo de esta visión en el que ya no se pretende dominar y utilizar la naturaleza a través de su degradación, sino que los ambientes naturales son reemplazados por sistemas de producción o urbanización artificiales que se valorizan como superiores a los sistemas naturales. Además, desde el eurocentrismo y la economía liberal, se han subvalorado, silenciado o invisibilizado otras cosmovisiones presentes en pueblos originarios que incluyen una visión integrada entre las comunidades humanas y la tierra.

g) Contaminación: la sustitución de bosques nativos por agricultura industrial ha generado una creciente utilización de agroquímicos, los cuales producen consecuencias graves sobre la salud humana y efectos letales o sub-letales en las comunidades naturales inmersas en los agroecosistemas (Christoffoleti *et al.,* 2008; Bourguet y Guillemond 2016; Cuhra *et al.,* 2016). La aplicación de biocidas no discrimina entre las especies perjudiciales para el cultivo y todos los demás organismos "no-blanco" del ecosistema que reciben dosis letales o subletales en forma continua y prolongada en el tiempo. Entre ellos, los polinizadores y dispersores de semillas, que son importantes para posibilitar la reproducción de la flora silvestre y de muchas de las especies leñosas con valor forestal, todo lo cual afecta indirectamente la dinámica funcional de los bosques nativos (Galetto *et al.,* 2007; Aguilar *et al.,* 2009). Además, es cada más más evidente cómo poblaciones de plantas nativas sensibles a los herbicidas van siendo eliminadas del sistema, mientras que otras que desarrollan tolerancia o resistencia a los herbicidas se hacen muy abundantes (Ferreira *et al.,* 2017).

9.6 Tratamientos silvícolas y técnicas de manejo silvicultural que se han realizado o se realizan en el Espinal

Como antes se mencionara (capítulo 4 y sección 9.4), en toda la región se han eliminado los bosques nativos para cambiar el uso de la tierra para actividades agrícolas y ganaderas. Si bien la tasa de deforestación decrece en el Espinal, luego de la sanción de la Ley Nacional n.º 26.331/07 de Presupuestos Mínimos de Protección Ambiental de los Bosques Nativos, en Entre Ríos, San Luis y La Pampa se siguen registrando pérdidas importantes de bosque nativo (Dirección de Bosques 2015, 2017). En resumen, se ha realizado principalmente tala rasa o cortes intermedios con clareos por rolado mecánico, reemplazando áreas de bosque nativo en distinto estado de conservación por áreas homogéneas de manejo intensivo (agricultura, pasturas bajo dosel del bosque para ganadería extensiva, o en menor medida forestaciones monoespecíficas).

En la región sur del Espinal (San Luis y La Pampa), la demanda de combustibles y la llegada del ferrocarril, hacia fines del siglo XIX, propiciaron la explotación intensiva del caldenal por tala rasa o selectiva, que proveyó de leña al resto del país (Bogino y Villalba, 2008). En tanto, en el centro y noreste del Espinal se fue dando un desplazamiento de la frontera agrícola desde la región pampeana hacia el norte, siendo la tala rasa el principal factor que redujo la superficie de bosques de los distritos del Algorrobo y el Ñandubay *sensu* Cabrera (1976). Por ejemplo, estimaciones para el año 2009 (SAyDS, 2011) indican que para la región del Espinal la producción total de madera fue de 15679 toneladas; las que fueron extraídas de La Pampa y utilizadas en un 95% como combustible y solo el 5% restante con fines madereros (rollizos y postes; Coirini *et al.*, 2013). Es importante destacar que, pese a existir reglamentaciones que regulan la explotación forestal de bosques nativos, existe escasa fiscalización y la tasa de extracción podría ser sustancialmente mayor a los datos disponibles.

Debido a los escasos remanentes de bosque en el área del caldenal, la especie más explotada es *Prosopis caldenia*, cuyo principal destino es la producción de rollizos y postes por tala rasa o selectiva, aunque por el volumen de extracción de la especie, también representa la principal fuente de madera destinada a uso combustible. En los relictos de caldenal, la ganadería extensiva de cría bajo bosque nativo es la principal actividad económica, seguida por la agricultura (Méndez 2007). El forraje es provisto por el estrato herbáceo graminoso del bosque, que se complementa con cultivos forrajeros de especies megatérmicas (Stritzler *et al.*, 2007). La producción de madera puede variar entre 26 y 77 ton.ha^{-1} según se trate de bosque abierto o cerrado, respectivamente (Coirini *et al.*, 2013). En esta región se puede dar corta selectiva o bien cortas intermedias para clareos o cortas de limpieza con rolado para el uso ganadero (Dussart *et al.*, 2015), lo que puede derivar en sobrepastoreo por la carga ganadera excesiva, la desaparición de los estratos inferiores del bosque y fuegos recurrentes para eliminar el estrato arbustivo.

En la región central del Espinal (el distrito del Algarrobo, sensu Cabrera 1976), la situación de los bosques es aún más crítica por la deforestación por tala rasa para agricultura; la utilización comercial de los productos forestales es muy escasa y en general se limita al autoconsumo en predios ganaderos (Coirini *et al.*, 2013). La caza para autoconsumo y la caza comercial de liebre y vizcacha también son actividades frecuentes dentro de los bosques remanentes (SAyDS, 2006).

En la región mesopotámica del distrito del Ñandubay (sensu Cabrera 1976), la sobreexplotación maderera por tala rasa o selectiva ha determinado la presencia de bosques degradados o secundarios (SAyDS 2007, Matteucci 2012). El algarrobo negro (*Prosopis nigra*) es utilizado con fines madereros, mientras que el resto de las especies leñosas dominantes (*P. affinis, Vachellia caven y Celtis ehrenbergiana*) se utilizan como combustible. Se ha estimado que *V. caven* produce aproximadamente 15 ton.ha^{-1} que se utilizan como fuente de leña y carbón (Plencovich *et al.*, 2006). La explotación es realizada por pequeños y medianos productores a través de tala selectiva o bien cortas intermedias para clareos o cortas de limpieza con rolado, cuya actividad principal es la ganadería de cría bajo bosque nativo (Casermeiro *et al.*, 2003). En Entre Ríos y Santa Fe, el 86% de los predios utiliza el bosque para autoconsumo de leña, postes y varillas; solo en el 14% de predios restantes se realiza un uso forestal a escala comercial (Karlin y Bernasconi 2005). La producción primaria aérea en distintos rodales del Ñandubaysal, varía entre 8 y 19 ton.ha^{-1}, que representan entre 4 y 10 ton.ha^{-1} de leña con diferentes proporciones de *P. affinis, P. nigra y V. caven,* según las características y la historia del rodal (Reynero *et al.*, 2006).

9.7 Éticas ambientales en relación con distintas valoraciones de los bosques del Espinal

Todas las sociedades comparten sistemas de creencias, es decir, visiones del mundo o cosmovisiones, a través de las cuales interpretan la información y definen cómo actúan en su ambiente. Por esta razón, la valoración de los bosques es contexto dependiente, es decir, un mismo servicio ecosistémico o componente de la biodiversidad puede ser muy valorado por algunos actores sociales y no tanto por otros.

Antes de considerar alternativas de manejo y modos de conservación de los bosques del Espinal, nos parece importante y necesario analizar las distintas maneras en que una sociedad defiende y jerarquiza los valores para poder entender su modo de interacción con la naturaleza, incluso más allá de la legislación ambiental vigente. En sociedades actuales de Argentina y de América Latina, que tienen una base cultural muy fuerte del liberalismo occidental, coexisten, desde la conquista de América, una pluralidad de miradas y modos de habitar el mundo natural. Por lo tanto, se dispone de una diversidad de criterios respecto a por qué conservar los bosques, que se vinculan con distintas valoraciones de los bosques y la biodiversidad. Algunas de ellas son más dominantes que otras y se imponen a través de distintos mecanismos que determinan subjetividades sectoriales. A partir de reconocerlas y discutir los argumentos subyacentes en cada una, es posible pensar alternativas al actual manejo del bosque nativo. Para ampliar la bibliografía general y específica sobre estos temas se puede consultar a Rozzi *et al.* (2013), Galetto y Torres (2015), Minaverry (2018), entre otros.

A continuación, mencionamos algunos ejemplos para cada una de las distintas valoraciones, a fin de identificar algunas prácticas asociadas a cada una de ellas y poder debatir, luego, formas de modificar esas prácticas y sus consecuencias en los ambientes naturales.

I. Valoración instrumental o utilitaria

Esta valoración es la predominante en nuestras sociedades y está anclada en la cultura dominante (eurocéntrica y liberal) con algunas variantes en la jerarquía de algunos valores que desarrollamos a continuación:

a) Valor económico: los ecosistemas de un país representan un capital natural, el que debe ser conservado en el tiempo para mantenerlo o incluso incrementarlo. Como en toda ecuación económica, deberían siempre incluirse todos los ítems favorables y desfavorables de cada propuesta de manejo de los agroecosistemas (con sus bosques incluidos). Por ejemplo, si a las extraordinarias ganancias económicas que se han dado en esta región durante las últimas décadas, asociadas a una agricultura industrial extractivista basada en monocultivos y el reemplazo del bosque nativo, no se le descuentan los costos ambientales (por ejemplo, contaminación, salinización del suelo y agua, inundaciones, pérdida de nutrientes del suelo, pérdida de biodiversidad, invasiones biológicas, etc.), la valoración instrumental-economicista incluso será sesgada y cortoplacista dentro de esta propuesta de manejo del territorio. Mucho más aún, si se consideran otras escalas espaciales y temporales en donde claramente resultará inviable que ese capital natural pueda ser preservado en el largo plazo, implicando un gran pasivo ambiental para las generaciones futuras a partir del paulatino e irremediable deterioro de los agro-ecosistemas. Además de los diversos bienes y productos que pueden ser obtenidos de los bosques, estos proveen servicios ecosistémicos intangibles que no se pueden comprar y vender (por ejemplo, descomposición y ciclado de nutrientes, evapotranspiración, formación de suelos, regulación de la cantidad y calidad del suministro de agua, polinización y dispersión de semillas, producción de oxígeno, regulación del clima, etc.). Si bien estos servicios resultan esenciales para la vida y el bienestar humano, formando parte de los bienes comunes, aún no tienen asignado un valor monetario por el mercado y tampoco se incluyen dentro de ninguna ecuación económica. Esto determina que no se los valore al momento de tomar decisiones que involucran la gestión de los recursos y, en particular, la conservación del bosque nativo y su biodiversidad asociada. Existen en la actualidad numerosos estudios científicos y evidencia empírica que ponen de manifiesto la estrecha relación entre la conservación de la biodiversidad y el funcionamiento adecuado de los ecosistemas. Por lo cual, incluso desde un punto de vista monetario y utilitarista, queda ampliamente justificada la protección de las comunidades nativas y la integridad biótica de los agroecosistemas.

b) Valor educativo, científico, estético: es importante conservar los bosques y su biodiversidad por su valor instrumental para la educación, la ciencia, el turismo, la recreación, etc. Esta valoración se pone de manifiesto, por ejemplo, cuando se proponen reservas de bosque intangibles o de usos restringidos ya que el uso utilitario economicista del territorio implica, en muchos casos, la destrucción de los ambientes naturales. Es decir, se reconoce el pasivo ambiental y el inevitable deterioro del capital natural que valora la perspectiva economicista, y se propone como paliativo crear reservas para mantener una parte de aquel territorio con estos otros objetivos.

c) Valor de opción: se decide conservar especies o ambientes naturales completos por los eventuales beneficios que pudieran brindar en el futuro ante el desconocimiento actual o ante el eventual cambio en las necesidades humanas.

II. Valoración intrínseca o inherente

a) Valor de existencia: la valoración de los bosques está definida por el respeto del derecho a vivir o existir de todos los seres vivos. Esta valoración expresa el respeto por la vida, independientemente del uso directo o indirecto que realice el ser humano. También es llamado valor inherente o intrínseco, es decir, que cada especie tiene un valor por sí misma. Por lo tanto, existe una obligación ética de conservar los bosques y la biodiversidad.

b) Valor como bien común: según esta valoración, los bosques son considerados como bienes comunes, como patrimonio natural. Es decir, como bienes que pertenecen a los comunes y a las generaciones futuras. Los bienes comunes trascienden a los bienes particulares, no se compran ni se venden, no son negociables, precisamente porque son comunes. A diferencia de las valoraciones utilitarias, el concepto de patrimonio natural parte de reconocer a la biodiversidad como sujeto de valor y remite a la idea de naturaleza como legado que recibimos de nuestros antepasados y que deberíamos ofrecer intacto a nuestros hijos. Supone una responsabilidad no ligada a la propiedad, rescata la pluralidad de valoraciones y concibe a la conservación de los bosques, no como una inversión, sino como un fin en sí mismo.

La conservación de los bosques, su biodiversidad, los servicios ecosistémicos y el bienestar de las poblaciones humanas están fuertemente ligados (Rozzi 2001). Con la pérdida de la diversidad biológica en los agroecosistemas se va deteriorando progresivamente la seguridad alimentaria y sanitaria, la autonomía de las sociedades, las buenas relaciones sociales, la identidad cultural, entre muchos otros aspectos sociopolíticos que van generando desigualdades crecientes en la sociedad. Por ello, es importante reconocer que existe una diversidad de modos de percibir y vivir en el mundo y, de este modo, diversificar los criterios que guían la toma de decisiones políticas, económicas y ambientales. Las alternativas actuales e históricas al modelo de libre mercado indican nuevas posibilidades para diversificar el modelo sociopolítico predominante basado en la economía mercado que hoy se presenta como un modelo inevitable, aunque su prevalencia constituya solo una contingencia histórica. A partir de tener en cuenta distintas perspectivas, en el siguiente punto vamos a analizar distintas prácticas de manejo y conservación de los bosques en el Espinal.

9.8 ¿Qué beneficios tendrían cambios en los tratamientos y técnicas de manejo silvicultural realizadas en el Espinal y cuáles serían las consecuencias sobre la conservación de los bosques?

El detalle sobre la diversidad de técnicas y tratamientos aplicadas en silvicultura que se desarrollan en Argentina en general, pueden consultarse en el capítulo 4. Asimismo, se han descripto técnicas y prácticas sugeridas específicamente para los bosques remanentes del Espinal (Coirini *et al.,* 2013; sección 9.6). Allí se toman como principios que las mismas deben ser económicamente viables, ecológicamente amigables y socialmente justas, lo cual combina distintas valoraciones que mencionamos en la sección 9.7. A partir de conocer la historia de los cambios forestales (sección 9.4), los factores complejos que han interaccionado (sección 9.5) y las técnicas de manejo y tratamientos silvícolas aplicadas en la región (sección 9.6), es fácil vislumbrar que aplicar estos principios que involucran distintas valoraciones al manejo actual en los bosques predominantes en el Espinal no resultará sencillo. El estado de conservación de los bosques nativos en el Espinal es crítico debido a los grandes cambios en el uso de la tierra ocurridos en los últimos 100 años (sección 9.4). La manera en que se conceptualicen los bosques y los servicios ecosistémicos derivados de ellos es fundamental para definir cambios en la silvicultura y las prácticas de manejo, a fin de compatibilizar actividades productivas con la conservación de los bosques y la biodiversidad de los agroecosistemas de esta región (ver sección 9.7).

La producción ganadera bajo bosque nativo, práctica que se viene desarrollando desde la colonización española (Garavaglia 1987; Dussart *et al.,* 1998, 2011, 2015), constituye la base de los sistemas productivos predominantes en gran parte del Espinal (Sabattini *et al.,* 1999; Coirini *et al.,* 2013). Por ejemplo, en Entre Ríos se realiza ganadería de cría bovina en sistemas extensivos, con escaso desarrollo tecnológico (Giancola *et al.,* 2013; fig. 9.4). Lo mismo ocurre en el otro extremo del Espinal, en el área que comprende los bosques del sudoeste de Córdoba y La Pampa, donde la principal actividad económica sigue siendo la cría de ganado vacuno, con la alimentación basada casi exclusivamente en pastizales naturales bajo bosque que se puede complementar con cultivos forrajeros (avena o centeno) durante un periodo del año (Coirini *et al.,* 2013). En general, los ambientes en que se realiza ganadería bajo bosque se encuentran degradados por sobrepastoreo al exceder la carga ganadera recomendada (por ejemplo, Landi y Galli 1984; Coirini *et al.,* 2013; fig. 9.4). Una carga ganadera excesiva determina el incremento en el porcentaje de suelo desnudo, la disminución en la tasa de infiltración (Milchunas y Lauenroth 1993; Villamil *et al.,* 2001), el incremento en la proliferación de especies arbustivas nativas (Casermeiro y Spahn 1999; Sione *et al.,* 2006), el incremento en las exóticas invasoras (Carnevali 1994; Sabattini *et al.,* 2009a, b, c, d) y los incendios frecuentes. Cambiar estas prácticas evitaría la degradación o el abandono de los campos con bosque remanente o la clausura de potreros al pastoreo (Coirini *et al.,* 2013) y el cambio de uso de la tierra hacia agricultura.

La tala rasa es la práctica actual más extendida ya que la frontera agrícola se sigue extendiendo hacia áreas marginales de la agricultura. En los bosques remanentes (principalmente al sur y al noreste de la región del Espinal) se aplican cortas intermedias para clareos o cortas de limpieza con rolado para el uso ganadero (sección 9.6), lo cual determina que se encuentren degradados

los atributos composicionales, estructurales y funcionales de la diversidad (sección 9.3). La consecuencia es la modificación o eliminación de procesos ecológicos clave para la regeneración y el mantenimiento del bosque nativo (polinización, dispersión de semillas, germinación), lo que resulta en la desaparición a mediano plazo de los fragmentos remanentes, aunque se suprima la tala selectiva o los clareos con rolado. Sin un plan de manejo integral que contemple un ordenamiento territorial que exceda la escala predial, será inevitable la degradación creciente del bosque ante la falta de regeneración natural (ver más abajo), con lo cual el bosque nativo en buen estado de conservación no podrá sostenerse en el largo plazo si no se integran los conocimientos disponibles.

Algunos tratamientos como los raleos y clareos con rolado periódico, son recomendados para así disminuir la densidad del estrato arbustivo y distribuir mejor la carga ganadera, con lo cual disminuyen algunas de las consecuencias negativas (por ejemplo, se disminuye la erosión, la compactación del suelo). Asimismo, datos históricos obtenidos por dendrocronología muestran que la liberación competitiva por raleos y cortas de limpieza ordenadas en caldenales densos, serían tratamientos silvícolas recomendados para estos bosques (Dussart *et al.,* 2015). Se ha medido que individuos jóvenes de caldén (70-90 años) que han crecido de forma comparativamente más aislada presentan tasas de crecimiento radiales que duplican las de individuos que crecen en formaciones densas. Los individuos con menor competencia y sin ser sometidos a disturbios crecen radialmente aún más entre los 30 y 60 años (Dussart *et al.,* 2011, 2015), superando incluso al crecimiento de especies exóticas que se intentan promover en esa región como álamos o eucaliptos (Dussart *et al.,* 2015). Es decir, con una planificación adecuada de los tratamientos silvícolas a ser aplicados, el bosque nativo de caldén puede ser muy productivo y contribuir a la conservación de su biodiversidad (Bogino 2005). Sin embargo, si se quieren conservar otros servicios ecosistémicos y una mayor proporción de su diversidad funcional del bosque nativo, deberían incluirse lotes destinados a regeneración natural en los que se podría realizar cortas intermedias, extracción selectiva de madera, leña, miel, plantas medicinales y ornamentales, lo cual tendría menor impacto ambiental sobre los bosques respecto a la tala rasa o clareos con rolados (manejo tradicional: destinar la tierra a agricultura o bien bosque con uso ganadero). Esta sería una propuesta de manejo alternativa con usos múltiples de los bosques, la que también requiere de un plan de manejo detallado (Coirini *et al.,* 2013; Risio *et al.,* 2016).

Otra alternativa de manejo son los sistemas silvopastoriles (SSP). Los SSP son sistemas de uso de la tierra donde coexisten en la misma unidad productiva la ganadería y la actividad forestal (Carranza y Ledesma, 2005; Fassola *et al.,* 2005; Peri *et al.,* 2016). Sin embargo, el aprovechamiento silvícola es muy escaso, marginal o directamente está poco desarrollado en todo el Espinal, siendo la práctica principal el mantenimiento de un bosque degradado con uso ganadero (sección 9.6). Si se quisiera planificar la explotación forestal con distintas técnicas silvícolas y diversidad de manejos silviculturales, se debería integrar la regeneración y aprovechamiento del bosque, el uso ganadero, y la conservación del bosque, lo que implica pensar en un sistema complejo. En este sentido, existen guías de manejo de SSP para diferentes regiones (Kunst *et al.,* 2015; Peri *et al.,* 2016), incluyendo el Espinal, en donde se presentan alternativas de manejo silvicultural (Coirini *et al.,* 2013). Si se comparan los SSP con la implantación de una pastura o cultivo luego de la tala rasa, el SSP tendrá, comparativamente, mayor aprovechamiento de la energía solar y secuestro de carbono, mayor reciclaje de nutrientes (Ibrahim *et al.,* 2007; Murgueitio *et al.,* 2011; Calle *et al.,* 2013), mayor retención de agua en el suelo, reduciendo la erosión a escala de cuenca (Ibrahim *et al.,* 2006), y mayor bienestar para el ganado (Murgueitio y Ibrahim 2008) y digestibilidad del forraje (Ibrahim *et al.,* 2007).

Sin embargo, algunos actores sociales en Argentina conceptualizan el bosque solo por el mantenimiento en pie de los árboles, haciendo desaparecer el estrato arbustivo por cortas intermedias (cortas de limpieza o clareos con rolado mecánico) para incrementar las pasturas bajo el dosel (fig. 9.6). Esta conceptualización supone que los árboles adultos se mantendrán en el tiempo y que el resto de las especies que están asociadas al bosque no tienen ningún valor ecológico, ni se encuentran vinculadas con servicios ecosistémicos fundamentales. Esta técnica de manejo silvicultural no es sostenible en el largo plazo. Por ello, la opción de tala rasa o intermedia con clareos importantes y siembra posterior de pasturas está prohibida o restringida en el 80% de los bosques del país, dependiendo si fueron categorizados como de alto y medio valor de conservación (OTBN Cat. I y II). Por lo tanto, no sería el manejo técnico adecuado (ni sería legal en algunos casos) para sostener el desarrollo ganadero en estos bosques (2015, http://ambiente.gob.ar/bosques/plan-nacional-de-manejo-de-bosques-con-ganaderia-integrada /).



Figura 9.6. Fragmento de bosque en el Espinal de Entre Ríos mostrando la desaparición del estrato arbustivo y el incremento de los pastos nativos bajo dosel. La foto es gentileza de Ignacio Rojido.

En los fragmentos de bosque que se destinen a un manejo SSP, el componente forrajero debe estar regulado en función de las curvas de producción ganadera, considerando la dotación de animales (carga) y la oferta de forraje que va a cambiar desde un extremo húmedo en el norte a uno mucho más seco en el sur del Espinal. Si se pretende mantener el paisaje diversificado, aprovechar el componente silvícola y poder conservar los bosques del Espinal, es conveniente realizar cortas intermedias parciales y muy bien planificadas en función de las curvas de crecimiento de las principales especies arbóreas en cada predio, para permitir la regeneración del bosque y así mantener una cobertura con herbáceas de al menos un 40-60%. En el caso de bosques muy degradados, donde no se cuente con una densidad de árboles comparable a los bosques maduros, se podrá completar el componente arbóreo mediante la regeneración natural o implantar renuevos de especies nativas. En ambos casos, se debe considerar que, si la especie es palatable para el ganado doméstico u otras especies del bosque, se deberá acompañar con una clausura hasta lograr que las plantas superen los 2 m para evitar ser dañadas durante estas etapas tempranas de su desarrollo (Brassiolo 2005). El aprovechamiento silvícola debe realizarse respetando el principio de producción sostenible, que implica que a lo largo de un ciclo de corte solo se puede sacar del bosque el volumen de madera equivalente al 80% del incremento neto en volumen de las especies forestales en el periodo (Coirini *et al.,* 2013).

Los sistemas forestales deberían combinarse dentro de un mosaico de paisajes lo más diversificado posible (distintos cultivos, lotes con distintas prácticas forestales, reservas, etc.) para permitir la conservación de la biodiversidad en el largo plazo a través de un plan de manejo integrado. Por ejemplo, entre los sitios con bosque que se apliquen tratamientos silvícolas, se debe intentar mantener fragmentos sin ganado y con cosecha selectiva de madera, pero también de productos no maderables como los de apicultura, recolección de material vegetal medicinal, ornamental o aromático, subproductos industriales como gomas o resinas, caza para autoconsumo de fauna silvestre, ecoturismo, entre otros. La sustentabilidad del sistema está dada por la diversificación en la producción del bosque nativo y la planificación de las alternativas en las prácticas forestales (Coirini *et al.*, 2013).

En cualquier manejo silvicultural, la legislación debería mantener todos los remanentes de bosque nativo que aún quedan en la región, promover la conectividad entre ellos, permitir la regeneración natural o implantar especies leñosas en corredores. Además, alentar a los productores con programas o subsidios para promover actividades económicamente viables, educativas y acompañarlas de un marco legal que busque mantener o incrementar la superficie de bosque dentro de los agroecosistemas productivos y así incrementar los bienes comunes (mantener o mejorar la fertilidad del suelo, controlar anegamientos, mantener el funcionamiento del sistema a través de los distintos procesos, etc.; ver sección 9.3).

9.9 Bosque nativo y conservación de la biodiversidad en agro-ecosistemas del Espinal

El estado de conservación del bosque nativo en amplias regiones del Espinal es precario y crítico (Brown *et al.*, 2006; Noy-Meir *et al.*, 2012). Esto se manifiesta a través del monitoreo periódico que viene realizando la Dirección de Bosques (2015-2017) sobre las tasas de deforestación y mapeo de los relictos en esta región o bien por otros estudios para regiones más restringidas en distintas provincias (por ejemplo; Maldonado *et al.*, 2012; Guida-Johnson y Zuleta 2013; Sabattini 2015; Cabido *et al.*, 2018). Además, otros trabajos que abarcan el estudio de la composición de especies y su estructura para distintos sectores también muestran el deterioro en su estado de conservación y su creciente degradación en comparación a los bosques descriptos para el Espinal, pero muchas décadas atrás (por ejemplo; Kurtz 1904; Lewis *et al.*, 2009; Noy-Meir *et al.*, 2012; Cabido *et al.*, 2018).

Si bien la región cuenta con numerosas reservas comunales, municipales, provinciales y de gestión privada (para un listado completo ver Brown *et al.*, 2006 y Mateucci 2012), la superficie cubierta con dichas reservas es exigua respecto al escaso bosque remanente y no se cuenta con un plan integrado de acciones que permita la conservación a gran escala espacial y en el largo plazo. Agravando más aún las condiciones de conservación, además de las numerosas especies vegetales exóticas invasoras que se han registrado en el Espinal, también se han introducido animales como el jabalí y el ciervo colorado en bosques de Entre Ríos y La Pampa (Arturi 2006). Las poblaciones de estas especies modifican sustancialmente la dinámica de las comunidades nativas. Por ello, sería muy importante incorporar dentro de los planes de manejo y conservación de los bosques, a los bordes de caminos y alambrados, tramos de redes ferroviarias y campos abandonados, bosques degradados y las propias reservas de bosque, para integrarlas a nivel de sistema a fin de implementar acciones tendientes a recuperar no solo cobertura del bosque nativo del Espinal, sino también funciones en el mediano y largo plazo. En las primeras etapas serán bosques secundarios o arbustales empobrecidos, pero también refugios de fauna y una reserva de semillas de muchas especies que incluso después pueden tener uso forestal. El valor de conservación de los fragmentos de bosque en la región, incluso aquéllos menores a una hectárea, ha sido resaltado en numerosos trabajos (p. ej. Dardanelli *et al.*, 2006; Galetto *et al.*, 2007; Noy-Meir *et al.*, 2012).

Por todo ello, una agricultura y manejo silvicultural sostenibles que permitan conservar la biodiversidad en los agroecosistemas del Espinal, deben ser diseñadas a escala de paisaje para combinar distintos usos de la tierra como cultivos, pastizales y fragmentos de bosque. De este modo, se contribuiría a mantener no solo la rentabilidad de las actividades productivas sino también niveles aceptables de diversidad funcional y servicios ecosistémicos. Además, permitiría disminuir la contaminación, el uso de agroquímicos, preservar el ciclo del agua y la dinámica de nutrientes en los suelos. Así también, las reservas con bosques nativos, e idealmente su expansión en áreas que ya no se encuentran, constituirían elementos clave para interconectar el paisaje a través de corredores y contribuir a formar, de este modo mosaicos de paisajes heterogéneos y diversos (Guida-Johnson y Zuleta 2013), ampliando las posibilidades productivas.

Es decir, el manejo silvicultural del bosque nativo en agroecosistemas productivos del Espinal debe abordarse a diversas escalas espaciales, abarcando desde el rodal hasta el paisaje e incluso la región completa (ver sección 9.8). Por ello, el diseño de paisajes productivos y el ordenamiento territorial deben contribuir a compatibilizar la conservación de la biodiversidad y la provisión de servicios ecosistémicos del bosque con la producción agropecuaria o silvícola. El logro de este objetivo es factible si en el diseño de paisajes son considerados los potenciales efectos de la configuración espacial del bosque remanente sobre los procesos ecológicos asociados y sobre la relación de flujos de materia y energía entre el bosque y otros elementos del paisaje, como áreas productivas, urbanas, cuerpos de agua o vías de comunicación.

Los aspectos fundamentales en el diseño de paisajes son: 1) el mantenimiento de bosque en fragmentos grandes y pequeños; 2) el uso de elementos lineales como corredores de biodiversidad (por ejemplo, banquinas o alambrados que se protejan, en la medida de lo posible, de los principales impactos antrópicos) para favorecer la conectividad entre los relictos de bosque nativo en el paisaje y la provisión de servicios ecosistémicos hacia áreas productivas; 3) el manejo adecuado de la matriz productiva tendiente a minimizar los efectos negativos sobre la biodiversidad presente en los fragmentos de bosques remanentes (Lindenmeyer *et al.*, 2008a). Un modelo conceptual de conservación en agro-ecosistemas altamente modificados que tiene estos elementos ha sido recientemente propuesto para el Espinal (Guida-Johnson y Zuleta 2013).

Los fragmentos de bosques de mayor tamaño proveen hábitat para una gran diversidad de especies (incluidas las que requieren territorios grandes) y pueden sostener poblaciones viables de plantas, animales y otros organismos. Inventarios florísticos en la región del Espinal muestran que incluso pequeños fragmentos mantienen una alta diversidad de plantas leñosas considerando que los bosques han disminuido sustancialmente en pocas décadas (Lewis *et al.*, 2006b, 2009; Noy-Meir *et al.*, 2012; Cabido *et al.*, 2018), existiendo regiones donde ya no existen fragmentos de bosque nativo de más de 300-400 hectáreas. Estudios en otros grupos de organismos muestran estas mismas tendencias. Por ejemplo, fragmentos de bosque de solo 300 ha sostendrían la totalidad de aves que se consideran propias del bosque, mientras que en fragmentos menores a 80 ha habría una caída sustancial de la diversidad de aves (Dardanelli *et al.*, 2006a, 2006b). Por otro lado, los fragmentos de bosque de menor tamaño (incluso ≤1 ha) también tienen un valor de conservación importante ya que pueden sostener hasta un 50% de la biodiversidad de aves de bosque (Dardanelli *et al.*, 2006a, 2006b). Estudios realizados con aves del Espinal indican que la abundancia de algunas especies de aves declina abruptamente cuando la distancia entre fragmentos es mayor a 300 m y cuando la superficie de cobertura de bosque en el paisaje es menor al 25% (Calamari 2014).

En estudios realizados con anfibios, se determinó que debe existir al menos un 40% del paisaje ocupado por cobertura de bosque para que la diversidad de este grupo de animales no decline drásticamente (Suárez *et al.*, 2016). Adicionalmente, los fragmentos de bosque constituyen hábitats para muchas otras especies, aportan otros servicios ecosistémicos como control de erosión (Lindenmayer *et al.*, 2008a), proveen una mejor protección a cuencas resultando en redes hídricas más interconectadas (Forman 1995) y disminuyen el proceso de salinización de suelos productivos y aguas en la región (Jobbagy *et al.*, 2008).

Los corredores de fauna y flora son elementos lineales caracterizados por vegetación arbórea como pueden ser los bosques ribereños, bordes de campos (cortinas cortavientos), banquinas de rutas y caminos y terrazas de control de la erosión. Estos elementos en el paisaje facilitan el movimiento de especies entre fragmentos de bosque y la dispersión de especies benéficas en sistemas productivos (Gavier-Pizarro *et al.*, 2012). En Entre Ríos, se encontró que las terrazas con vegetación leñosa proveen refugio a numerosas especies de insectos controladores de plagas (Weyland y Zaccagnini 2008), mientras que en los bordes de lotes de cultivos el número de árboles se relacionó directamente con el número de especies de aves insectívoras (Goijman y Zaccagnini 2008). Idealmente, estos sistemas de corredores deberían estar interconectados entre sí constituyendo una estructura en forma de red, donde las terrazas estén conectadas a bordes de lotes de cultivos, éstos a fragmentos de bosque y también con los bosques ribereños (Gavier-Pizarro *et al.,* 2012). Los corredores de bosque también protegen de la contaminación por agroquímicos a los cursos de agua y de la erosión hídrica o eólica a los lotes de cultivos (Lindenmayer *et al.*, 2008b).

Según cómo se defina y maneje la matriz productiva, claramente va a influir sobre el estado y conservación de los fragmentos y corredores de bosque y la biodiversidad asociada. Disturbios como la deriva de agroquímicos o fuegos originados en sistemas productivos pueden afectar profundamente la estructura y composición de la vegetación de los fragmentos de bosque (Ferreira *et al.,* 2017). Un manejo silvicultural amigable con el ambiente, que permita la producción y la conservación, debería evitar estos efectos a través de la implementación de buenas prácticas; por ejemplo, determinar áreas forestadas en los agroecosistemas o delimitar áreas "buffer" libres de aplicación de agroquímicos alrededor de los fragmentos de bosque. Los fragmentos de bosque deberían ser rodeados de sistemas productivos con bajo impacto sobre la biodiversidad. La matriz productiva debería manejarse siguiendo una estrategia tal que facilite el movimiento y uso por parte de las especies de bosque. Por ejemplo, la presencia de árboles aislados o la posibilidad de mantener la vegetación espontánea bajo alambrados, molinos u otras infraestructuras, resultan importantes ya que generan una matriz productiva más amigable para el tránsito de especies (Rey Benayas 2012). Una matriz heterogénea tanto en el espacio (diferentes tipos de cultivos o actividades silviculturales productivas) como en el tiempo (alta frecuencia de rotaciones por lote y tratamientos silvícolas adecuados), también favorece la biodiversidad general de los agroecosistemas (Forman 1995). Es decir, las poblaciones de animales y plantas nativas se mantendrán con un adecuado manejo silvicultural de los bosques. Debido a que esta región combina áreas urbanas, bosques nativos e implantados, pastizales, áreas extensivas de cultivo, áreas anegadas con comunidades palustres, entre varias otras, es necesario incluir esta heterogeneidad de paisajes cuando se planifique el uso del suelo en el Espinal.

La biodiversidad y heterogeneidad de paisajes presente en los agroecosistemas se pueden considerar bienes o servicios tangibles, en la medida que son primero percibidos y luego valorados por la sociedad (sección 9.7). Esa valoración de los distintos atributos de la biodiversidad es compleja ya que involucra componentes culturales, económicos, ambientales, estéticos, entre otros. Es fundamental el mejoramiento de la comunicación pública de los resultados científicos sobre las ventajas de lograr prácticas y manejos silviculturales del bosque nativo que sean económicamente viables, ecológicamente razonables y justas desde un punto

de vista social. Para ello, la educación ambiental es un proceso clave para que el público general valore positivamente los bosques y perciba los beneficios de mantener o incrementar los bienes comunes y servicios ecosistémicos asociados a la biodiversidad. Asimismo, resulta fundamental establecer pautas sostenibles de manejo silvicultural y conservación de los bosques invo lucrando a los distintos actores sociales, para que se incluyan diversas perspectivas y valoraciones en la toma de decisiones. Este proceso debe ser participativo para que las medidas que se desarrollen e implementen sean efectivas en el mediano y largo plazo y así contribuyan a compatibilizar la conservación de los bosques con un desarrollo productivo sostenible, equitativo y socio-ambientalmente justo e inclusivo.

9.10 ¿Qué servicios ecosistémicos se verían afectados negativamente con el manejo silvicultural actual del bosque nativo en el Espinal?

Los servicios ecosistémicos que serían negativamente afectados de persistir el manejo predominante hoy en día en el uso de la tierra son:

- la polinización de cultivos y flora nativa, al perderse polinizadores nativos.
- la dispersión de frutos y semillas, al disminuir la riqueza y abundancia de animales dispersores.
- la regeneración natural del bosque, incluyendo los árboles leñosos de interés forestal, al perderse las interacciones biológicas vinculadas a su reproducción;
- el control biológico de plagas de cultivos, al disminuir la riqueza y abundancia de muchas especies de insectos beneficiosos o aves insectívoras que controlan poblaciones de insectos que se convierten en plagas;
- la resiliencia hidrológica de los ecosistemas naturales y cultivados, al incrementarse la vulnerabilidad del sistema cuando se desregulan los ciclos del agua y sales con las deforestaciones;
- la diversidad genética de las especies nativas de plantas y animales que están vinculadas al funcionamiento del sistema, al estar sus poblaciones cada vez más disminuidas y aisladas entre sí;
- la formación, fertilidad y disponibilidad de suelos, al incrementarse la erosión, la salinización y el anegamiento temporario o permanente producto de la deforestación;
- el valor estético de los bosques, al simplificarse los paisajes; y
- la provisión de leña, madera, recursos alimenticios y otros bienes de consumo esenciales para las comunidades locales.

9.11 Indicadores y umbrales de respuesta de la biodiversidad en el diseño de estrategias de conservación de los bosques del Espinal

El marco conceptual sobre umbrales de respuesta de un sistema y su capacidad de resiliencia ya han sido presentados en el capítulo 1. Aquí agregamos que esos umbrales de respuesta y los indicadores asociados que se pueden utilizar para el monitoreo de los bosques pueden estar centrados en distintos atributos de la biodiversidad. Por ejemplo, se pueden definir a partir de componentes importantes para la composición del bosque o paisaje, como una única especie de planta o animal que se considere representativa para la región, o también a partir de una determinada configuración del paisaje o de tamaños de fragmentos de bosque, entre muchas otras opciones. Asimismo, si se quiere ir un poco más allá en el monitoreo de la complejidad espacio-temporal que se relaciona con la dinámica de los componentes del bosque, se puede agregar la consideración umbrales e indicadores relacionados al mantenimiento de la estructura y funcionamiento del sistema, como vimos anteriormente (sección 9.3). Así, se pueden considerar indicadores de procesos ecológicos, bio-geoquímicos y sociales. Esta segunda opción representa un mayor desafío, Pero brindará información más completa y profunda al momento de evaluar estrategias de manejo silvicultural y conservación de los bosques.

Las respuestas de la biodiversidad a los diferentes factores que operan a distintas escalas espaciales pueden ser lineales o no lineales (Fahrig 2001; Muradian 2001; Drinnan 2005). Cuando existe un cambio abrupto en las variables de respuesta ante distintos factores se puede conceptualizar como umbrales del sistema de estudio (Huggett 2005; Groffman *et al.,* 2006). Los umbrales pueden ayudar a definir la sensibilidad de las especies a distintos procesos ecológicos o factores de análisis, por ejemplo, pérdida, simplificación y fragmentación del hábitat, pérdida de diversidad genética, invasión de especies perjudiciales, etc. (Huggett 2005) y, en consecuencia, constituir valores de referencia en el diseño de paisajes e implementación de manejo de bosque. Entonces, la identificación de umbrales ecológicos puede tener implicancias en el manejo de los ecosistemas de bosque nativo, debido a que brindan información sobre la cantidad mínima de hábitat necesario para la persistencia de especies en el paisaje, facilita la identificación de condiciones específicas del paisaje fuera de las cuales la biodiversidad está en riesgo, contribuye a definir estrategias de conservación y técnicas de manejo silvicultural. En este sentido, la identificación de umbrales ecológicos también puede ayudar a determinar la distribución más apropiada de los recursos disponibles en función de las pautas de manejo de los ecosistemas que se hayan definido o puede contribuir a la evaluación costo-efectividad de potenciales acciones de manejo silvicultural y de regeneración o eventual restauración parcial del sistema (Radford y Bennett 2004; Luck 2005; Radford *et al.,* 2005; Ficetola y Denoël 2009; capítulo 1 y 4).

Sobre esta base relacionada con la complejidad vinculada al concepto de biodiversidad que hemos venido considerando en este capítulo, vamos a desarrollar algunos ejemplos sobre umbrales e indicadores para ilustrar algunas de las alternativas disponibles para el Espinal. Por ejemplo, se puede evaluar el estado y la dinámica silvicultural y de conservación de los bosques con diferentes indicadores de su composición analizando desde la presencia y dinámica de

una única especie, hasta el comportamiento de los bosques de toda la región del Espinal. En este sentido, la Dirección de Bosques de la Nación, por intermedio de la Unidad de Manejo del Sistema de Evaluación Forestal (UMSEF), viene realizando el monitoreo de la dinámica de los bosques por provincia a través de imágenes satelitales (Dirección de Bosques, 2015-2017). A partir de la información recopilada, se pueden establecer criterios para definir umbrales críticos sobre el estado de los bosques en general o del bosque nativo en buen estado de conservación, y también indicadores para el monitoreo de procesos ecológicos, hidrológicos, biogeoquímicos, sociales, etc. Esos criterios pueden definirse en función de marcos legales, como puede ser la Ley de Presupuestos Mínimos de Protección Ambiental de los Bosques Nativos (Ley Nacional n.º 26.331), marcos productivos, sociales o ecológicos.

En el Espinal, algunos estudios han permitido determinar umbrales de respuesta de la biodiversidad a la fragmentación del bosque. Un ejemplo se muestra en Calamari (2014), quien encontró que la abundancia de tres especies de aves (*Lepidocolaptes angustirostris*, *Drymornis bridgesii* y *Pseudoseisura lophotes*) se relaciona en forma no lineal con la densidad de árboles, porcentaje de cobertura de bosque en el paisaje y distancia entre fragmentos, evidenciando umbrales críticos, por debajo de los cuales la abundancia de aves declina drásticamente. A nivel de sitio, la abundancia de las tres especies de aves declinó marcadamente cuando los fragmentos de bosque presentaron menos de 200-300 árboles/ha. A nivel de paisaje, la abundancia de las tres especies declinó drásticamente cuando el porcentaje de cobertura de bosque en el paisaje fue menor a un 20-25%. Además, estas especies disminuyeron cuando la distancia media al fragmento más próximo resultó mayor a 300 m. Otro ejemplo relacionado con la diversidad funcional es la determinación de umbrales de fragmentación de bosque en relación a los procesos de polinización y reproducción de distintas especies de plantas nativas (Aguilar y Galetto 2004; Aguilar *et al.,* 2006). En estos trabajos se encontró una relación entre la reducción abrupta en la capacidad reproductiva de las plantas cuando los fragmentos de bosque resultaron menores a 40 hectáreas (Aguilar y Galetto 2004). Además, en el Espinal se han desarrollado trabajos a partir de las imágenes satelitales con determinados grupos de elementos del paisaje, como los estudios que analizan la dinámica de los distintos fragmentos de bosque en el tiempo (Guida-Johnson y Zuleta 2013). Otros trabajos combinan un análisis global de los relictos de bosque en una región con muestreos detallados de la vegetación en el terreno (Zamar *et al.,* 2007; Cabido *et al.,* 2018). Asimismo, hay ejemplos con otros grupos de organismos, como el análisis a escala de paisajes con distintos indicadores para el cambio en el uso de la tierra, junto con mediciones en el terreno sobre riqueza y abundancia poblacionales de aves (por ejemplo; Dardanelli *et al.,* 2006a, 2006b; Gavier-Pizarro *et al.,* 2012; Verga *et al.,* 2017). En particular, la riqueza de aves se relacionó de manera negativa con la fragmentación y pérdida del bosque nativo, delimitándose un umbral de aproximadamente 80 ha, por debajo del cual la riqueza de aves decae sustancialmente (Dardanelli *et al.,* 2006a). Sin embargo, es importante destacar que en fragmentos de hasta una hectárea de bosque es posible encontrar buena parte de las especies de aves, resaltando el valor de los pequeños remanentes de bosque para la conservación de la biodiversidad (por ejemplo, Dardanelli *et al.,* 2006a; Verga *et al.,* 2017).

A partir de definir los objetivos relacionados con la definición de ciertos umbrales del sistema, luego se estudian los componentes involucrados y las categorías y trayectorias de los componentes (poblaciones, especies, comunidades, paisajes, etc.) con posibles estados de transición del sistema (por ejemplo, Briske *et al.,* 2006; Cumming *et al.,* 2012). Por ejemplo, para el caso del Espinal actualmente tenemos, entre los principales componentes del paisaje, áreas cultivadas, pastizales, relictos de bosques con distinto estado de conservación y áreas urbanas; podríamos estudiar trayectorias de esos componentes (por ejemplo, bosques con distinto grado de degradación: bosque maduro, bosque degradado con pastizal, arbustal secundario) para establecer umbrales para su recuperación y conservación. La posibilidad de entender la dinámica de los relictos de bosque en relación a la sucesión ecológica de la vegetación en el marco de la fragmentación de ambientes naturales (marco teórico que se menciona más arriba) permitirá establecer umbrales sobre las posibilidades de regeneración o conservación de los bosques y así proponer estrategias de manejo silvicultural eficaces, eficientes y contextualizadas para cada región.

En resumen, la anticipación de los posibles cambios en los agroecosistemas del Espinal que tienen impactos sobre la biodiversidad permitirá desarrollar planes o estrategias de manejo silvicultural y conservación de los recursos naturales de manera eficiente y de este modo contribuirá a lograr sistemas sostenibles, compatibilizando la producción agropecuaria y silvícola con la conservación de los bosques y su biodiversidad. Los umbrales e indicadores constituyen una herramienta importante para el desarrollo conceptual de la complejidad del sistema que se monitorea y brindan elementos claros a los tomadores de decisiones para alcanzar efectividad en el manejo y conservación del bosque.

Una vez que se conocen algunas tendencias sobre la dinámica del sistema e indicadores sobre el estado de conservación de los bosques, se puede reducir el esfuerzo de campo monitoreando solo aquellos indicadores que resultan representativos de la dinámica del sistema. Por ejemplo, algunas especies de aves especialistas de bosque pueden resultar buenas indicadoras del estatus de conservación de los bosques en el Espinal (Dardanelli *et al.,* 2006a) y su monitoreo en el tiempo y espacio permitiría ajustar pautas de manejo silvicultural y conservación de las aves del bosque. Lo mismo puede hacerse monitoreando solo algunas especies de árboles, su estructura poblacional o el tamaño de los individuos, al ser características de bosques maduros.

Una especie bandera para la región del Espinal podría ser el cardenal amarillo (*Gubernatrix cristata*; fig. 9.7), ya que se encuentra en peligro de extinción y su conservación está asociada al buen estado de conservación de los bosques, aunque también a la disminución de su captura para el comercio ilegal de aves (Ortíz 2008; Domínguez *et al.,* 2015). Otras especies de aves que se podrían monitorear como indicadoras son el zorzal chalchalero (*Turdus amaurochalinus*) o el pepitero de collar (*Saltator aurantiirostris*), debido a que sus densidades poblacionales disminuyen a medida que los fragmentos de bosque son más pequeños (Verga *et al.,* 2017). Asimismo, el batará mayor o chororó (*Taraba major*) también podría ser un buen indicador, ya que su densidad poblacional disminuye cuando los fragmentos de bosque se encuentran más aislados dentro del agroecosistema (Verga *et al.,* 2017).

Este conjunto de estudios con distintos grupos de la fauna silvestre, que involucra a distintos indicadores sobre el estado de la biodiversidad asociada a los bosques, y que ha permitido cuantificar la pérdida de bosque nativo durante las últimas décadas, muestra que el estado de conservación de los bosques nativos en la región del Espinal es crítico. Los fragmentos

de bosque son cada vez más pequeños y aislados entre sí, lo que afecta a la estructura y el funcionamiento de diversos procesos ecológicos, así como servicios ecosistémicos fundamentales. Por todo ello, es necesario aplicar el principio precautorio y conservar los bosques remanentes, independientemente del tamaño de los fragmentos. Sobre la posibilidad de conservar todo lo que queda, se podrán pensar en medidas de conservación y recuperación del buen funcionamiento de distintos procesos ecológicos. Asimismo, sería necesario un ordenamiento territorial integrado entre todas las provincias que abarca esta región, tendiente a implementar un manejo silvícola adecuado y mejorar la conectividad de los bosques.



Figura 9.7. Un ejemplar de cardenal amarillo (*Gubernatrix cristata*) posado sobre un ñandubay (*Prosopis affinis*). Las poblaciones de esta especie han disminuido dramáticamente en relación a los cambios de uso de la tierra en el Espinal, por lo que puede considerarse un indicador del estado de degradación de los bosques nativos en esta región. La foto es gentileza del Dr. Martjan Lammertink.

9.12 Prioridades en la generación de nuevos conocimientos necesarios para el manejo silvicultural sostenible y conservación de los bosques nativos

Contar con un mapa completo y actualizado de los remanentes de bosque de toda la región, tal como viene realizando la Dirección de Bosques de la Nación (Dirección de Bosques 2015-2017), a fin de disponer de una línea de base cartografiada que permita el seguimiento de las medidas de conservación y manejo silvícola a implementarse a mediano y largo plazo. En este mapa es necesario representar las áreas remanentes más representativas del Espinal y también los relictos aislados, de menor tamaño y con alta probabilidad de desaparecer (fundamentalmente relictos de las provincias de Santa Fe y Córdoba). Estos pequeños fragmentos de bosque deberían estar identificados y cuantificados en su totalidad, para así priorizar su monitoreo en el mediano y largo plazo, ya que tienen importancia estratégica para la conservación y manejo del bosque nativo del Espinal.

Tener un muestreo florístico actualizado y representativo para toda la región que pueda integrarse al mapa de distribución de los bosques. De esta manera, se podrán evaluar las dinámicas poblacionales de diversas especies, monitorear las especies exóticas invasoras, las especies en peligro de extinción, etc., y así aplicar los tratamientos silvícolas adecuados.

Ampliar los estudios ecológicos de los principales grupos de organismos que permitan entender el funcionamiento del sistema con sus interacciones y lograr un manejo silvicultural en el que se compatibilice la producción con la conservación de los bosques en toda la región.

Instrumentar un sistema de parcelas permanentes con bosque en distintos estados de conservación en toda la región e ir realizando experimentos con tratamientos silvícolas y manejos silviculturales alternativos del bosque.

Evaluar el impacto de las distintas legislaciones provinciales sobre la conservación, manejo y planificación del territorio con bosque nativo, para tratar de unificar medidas de base a nivel regional.

Evaluar umbrales de respuesta críticos para distintos grupos de organismos que permitan identificar indicadores simples e integrados para el monitoreo y manejo silvicultural de los bosques en el mediano y largo plazo.

Alcanzar una mejor instrumentación profesional en las técnicas de manejo silvicultural y tratamientos silvícolas asociados a distintos modelos teóricos en silvicultura.

Desarrollar escenarios futuros a partir de modelar distintas prácticas de manejo forestal y las consecuencias para la conservación del bosque nativo y los servicios ecosistémicos.

Promover la educación pública de la importancia de los bosques entre los distintos actores sociales y la integración de los investigadores con el sector privado vinculado a la silvicultura y agronegocios.

9.13 ¿Cómo conservar los bosques del Espinal y seguir produciendo?

En la actualidad el Espinal se caracteriza por escasos relictos de bosque y su diversidad ecosistémica está amenazada debido fundamentalmente a que la mayor parte de los bosques fueron eliminados y el territorio transformado para producción agropecuaria (capítulo 4). Para que se conserven los bosques y se desarrollen las actividades silviculturales y agropecuarias productivas, es indispensable empezar a cambiar la forma en que los ciudadanos y el Estado interactúan. La modificación del territorio implica transformar los distintos ecosistemas naturales y los servicios ecosistémicos asociados a bienes comunes. Por lo tanto, es importante involucrar a los distintos actores sociales en la toma de decisiones, intentando contar con la mayor cantidad de evidencia disponible sobre distintas prácticas posibles. Por ello, un primer paso para trabajar en opciones que consideren la conservación de los bosques es reconocer una pluralidad de valoraciones que puede ser aplicada al manejo y conservación de los bosques (ver sección 9.7). El reconocimiento de esta diversidad en la valoración de los bosques permitirá integrar diferentes puntos de vista para resolver problemas ambientales complejos. El análisis crítico de algunas percepciones y prácticas particulares permite: i) entender el origen de las acciones que los individuos desarrollan en su ambiente natural, ii) identificar aquellos modos de vivir y actuar en el territorio que están vinculados con el origen de los problemas ambientales, iii) predecir los conflictos sociales y las consecuencias ambientales de las distintas maneras de percibir y habitar el mundo y iv) repensar y modificar nuestros modos de relacionarnos con la naturaleza para superar esta crisis socio- ambiental. Desarrollar e implementar planes de uso sostenible del territorio requiere entonces integrar miradas alternativas que coexisten en nuestra sociedad e internalizar los costos ambientales y sociales en la ecuación de costos y beneficios en los planes de desarrollo territorial, de una manera transparente, inclusiva, equitativa y democrática. Las sociedades necesitan preservar los bienes comunes (por ello es necesario conocerlos y valorarlos) para luego profundizar los sentimientos de pertenencia a la naturaleza, promover el buen vivir y una cultura emancipadora.

Otro punto importante a considerar es que, si bien los esfuerzos conservacionistas centrados en una o algunas especies carismáticas son loables, es indispensable desarrollar un entendimiento profundo del concepto de biodiversidad en su perspectiva amplia y compleja. Además de la preservación de las especies o las comunidades en forma aislada, resulta más eficiente plantear el objetivo de la conservación de los bosques incluyendo toda la biodiversidad, lo cual posibilita la continuidad de los procesos evolutivos y ecológicos en niveles de organización más inclusivos, como el ecosistémico. Como hemos ido reflexionando a lo largo de este capítulo, los problemas que afectan estos sistemas complejos necesitan acciones y respuestas complejas.

Las relaciones que se producen entre los diferentes componentes de la biodiversidad, sus estructuras y funciones son múltiples, por lo cual la extinción de cualquiera de los componentes de la biodiversidad es irreparable y sus consecuencias impredecibles. La extinción local o global de una especie no solo significa que su información genética y su combinación especial de caracteres se pierden para siempre, sino también que puede haber consecuencias sobre otras especies con las que interactúa en la comunidad o sobre los flujos de energía y nutrientes en los ecosistemas. De esta forma se pueden extinguir procesos ecológicos completos, cambiando la estructura, composición y función de las comunidades.

Tabla 9.1. Diez recomendaciones para mejorar la conservación y manejo silvicultural de los bosques del Espinal y el buen vivir de la sociedad.

Problemas	Sugerencias para su solución
El conocimiento sobre la biodiversidad de los bosques aún debe ser ampliado, particularmente en lo que se refiere a sus aspectos funcionales.	Apoyar estudios sobre la dinámica de las comunidades presentes en los relictos de bosque, como también el estudio de las interacciones biológicas al ser elementos clave para tomar mejores decisiones sobre manejo y conservación de los bosques.
Si bien los bosques van desapareciendo del paisaje, pocos datos empíricos sobre los cambios en la diversidad de distintos grupos de organismos están disponibles.	Desarrollar líneas de base para el monitoreo de la biodiversidad en general. Para los organismos exóticos invasores es importante poder definir indicadores y umbrales críticos para el sistema.
Distintos factores antrópicos, especialmente la deforestación, constituyen las principales amenazas.	Promover la aplicación de la legislación vigente e incrementar las áreas protegidas interconectadas por corredores biológicos en los agro-ecosistemas, en el corto plazo.
El monitoreo sobre umbrales e indicadores en el largo plazo y a gran escala aún no está disponible.	Estudios en el largo plazo y con aproximaciones interdisciplinarias, son fundamentales para definir los factores de riesgo más importantes para el adecuado manejo silvicultural de los bosques.
Los agroecosistemas tienden a simplificarse con unos pocos cultivos intensivos.	Se puede promover la diversificación de cultivos en pequeñas parcelas junto con la regeneración del bosque nativo, lo cual favorecerá la recuperación de la fertilidad del suelo, como medidas para incrementar la biodiversidad, favorecer la conectividad entre los relictos de bosque nativo, ampliar las posibilidades productivas con manejo silvícola sostenible.
La agricultura industrial necesita de grandes cantidades de insumos cada año, particularmente biocidas, que afectan la biodiversidad.	Promover prácticas alternativas de agricultura, como la intensificación ecológica o la agroecología, manejo silvícola de bosque nativo adecuado, etc., ya que favorecen los procesos ecológicos en el sistema los cuales impactarán positivamente en la conservación de los bosques.
Las poblaciones de las especies de árboles nativos valiosos para explotación forestal disminuyen constantemente.	Una evaluación continua de las estructuras poblacionales de árboles, de la capacidad reproductiva de las distintas especies y del establecimiento de sus renuevos resultan necesarias para mejorar el manejo silvicultural y que además resulte económicamente viable y socialmente justo.
Las políticas y regulaciones legales sobre los bosques no se encuentran coordinadas en la región.	La coordinación de acciones colaborativas entre municipios, provincias y nación deben ser mejoradas, al igual que la legislación que contemple una mirada plural sobre el territorio y el manejo silvicultural.
La mayoría de los ciudadanos no percibe a los bosques y los servicios ecosistémicos como bienes comunes.	Es necesario acrecentar y mejorar la educación ambiental, en especial, sobre la importancia de la conservación de los bosques en el Espinal.
Los bosques y la diversificación de los sistemas productivos no son considerados por la sociedad como factores fundamentales de bienestar y de un ambiente saludable.	Es necesario estimular el pensamiento crítico y respetar la pluralidad de valoraciones sobre la naturaleza, los bosques y la biodiversidad entre los distintos actores sociales para consensuar alternativas al uso de la tierra dominante y promover el bienestar general.

Es importante diversificar los criterios que guían la toma de decisiones políticas, económicas y ambientales y por ello proponemos algunas sugerencias para articular el conocimiento científico, la práctica profesional y la toma de decisiones (tabla 9.1). Descubrir que existe una diversidad de maneras en que los seres humanos nos relacionamos con el mundo natural es fundamental para generar ciudadanía y exigir el reconocimiento del derecho a un ambiente adecuado que debería incluir los bosques del Espinal.

En síntesis, el avance de los agronegocios y el manejo silvicultural extremo como la tala rasa del bosque nativo en Argentina en general, y en la región del Espinal en particular, se corresponde con lo que sucede a nivel mundial. Por ello, es urgente que la evaluación y monitoreo del estado de los bosques nativos, los efectos de las técnicas y tratamientos silvícolas sobre la biodiversidad y los servicios ecosistémicos que estos brindan sean considerados una prioridad, tanto a nivel nacional como provincial. Asimismo, es clave que los distintos actores sociales comprendan que la conservación del bosque nativo y el manejo silvicultural implica necesariamente el mantenimiento de la biodiversidad y sus servicios ecosistémicos. Entre ellos, bases para el mejoramiento genético, almacenamiento y reciclado de nutrientes, recarga de acuíferos y protección de cuencas, formación de suelos y protección frente a la erosión, control de plagas, polinización, dispersión, entre otros. Debido a que las áreas protegidas, por sí solas, no pueden garantizar a largo plazo la supervivencia de la biodiversidad ni la provisión de los servicios ecosistémicos de los bosques del Espinal, es necesario mantener la integridad de los mismos, compatibilizando los requerimientos de producción con el mantenimiento de la biodiversidad y el bienestar de las comunidades asociadas. Es decir, para manejar los bosques del Espinal de modo sostenible y proponer tratamientos silvícolas adecuados, es fundamental tener presente que la diversidad ecosistémica es compleja, multidimensional y que no puede ser simplificada. Su estudio debe ser abordado desde una perspectiva integrada, con distintos niveles de organización y múltiples escalas temporales y espaciales, considerando además diferentes actores sociales con diversas valoraciones sobre la biodiversidad y los sistemas productivos.

Agradecimientos

Agradecemos a Pablo Peri y Guillermo Martínez Pastur por la invitación para participar en este proyecto, a Ignacio Rojido y Martjan Lammertink por permitirnos utilizar las imágenes de las figuras 9.4, 9.6 y 9.7. Queremos agradecer también el financiamiento recibido durante los últimos años que ha permitido estudiar los bosques y la biodiversidad en el centro de Argentina LG y CT agradecen a CONICET, SECyT (UNC) y FONCyT; NCC y GGP agradecen a INTA (Proyectos PE 1128052 y 53), IB y JV agradecen P-UE CONICET.

CUADRO 1

Dendrocronología y silvicultura del bosque de caldén: estudiar el pasado para comprender el presente y planificar el futuro

Stella Bogino[1], Lucía Risio-Allione[1], Catalina Roa-Gimenez[1], Teresa Velasco-Sastre[1], Maria Laura Cangiano[1], Florencia Vivalda[2], Nicolás Bistolfi[2], Maria Alicia Cendoya[1], Cecilia Sosa[1], Guillermo Jové-Alcalde[1], Ramiro Amieva-Correa[1], Andrea Rollán-Martín[1], Marta Vergarechea[1], Mirta Gómez[1].

[1]Departamento de Ciencias Agropecuarias, Universidad Nacional de San Luis, Avenida 25 de Mayo 384, 5730, Villa Mercedes, San Luis, Argentina. Teléfono: +54 2657 531000, int. 7153.

[2]Facultad de Agronomía. Universidad Nacional de La Pampa, Ruta 35 Km 334, 6300 Santa Rosa, La Pampa, Argentina. Teléfono: +54 2954 435046.

La Dendrocronología es la ciencia que estudia diversos eventos a través del tiempo mediante la datación de los anillos de crecimiento de las especies leñosas. Actualmente, es considerada una de las técnicas más valiosas de registro de los más diversos procesos ambientales y de impacto antrópico sobre los ecosistemas (Speer, 2010). Los estudios dendrocronológicos comenzaron en Sudamérica en el año 1929, cuando una sequía que asoló la pampa semiárida conocida como "la gran penuria agrícola" instó a los agrónomos Krebs y Fischer a tratar de establecer alguna relación entre las lluvias y el ancho de los anillos de crecimiento de caldén (Prosopis caldenia Burkart) la especie dominante de los bosques de la zona (Bogino, 2014).

En la actualidad, si se considera la reglamentación de la Ley n° 26.331 que demanda planes de manejo sustentados en el pormenorizado conocimiento de los bosques, el valor de los estudios dendrocronológicos y el hecho que estos bosques se consideren como el último remanente del Espinal (18% de la superficie original, SAyDS, 2007), se define un nuevo paradigma epistemológico de la relación de esta ciencia con la Silvicultura de los bosques de caldén. Por ejemplo, solo la factibilidad en establecer la longevidad del caldén en alrededor de 250-300 años (Medina *et al.*, 2000; Medina, 2007; Dussart *et al.*, 2011; Tapia y Dussart, 2013, Velasco-Sastre *et al.*, 2018; Figura 9.8 a) permitió reconstruir la dinámica de estos bosques en los últimos tres siglos, analizar su relación con el clima (Bogino y Jobbágy, 2011; Lara *et al.*, 2018; Risio-Allione *et al.*, 2018), establecer los pulsos de regeneración, determinar la variación en la frecuencia de fuegos, evidenciar que este disturbio siempre ha estado vinculado a estos sistemas a pesar de los cambios sociales experimentados durante los últimos tres siglos y, por sobre todas las cosas, confrontar viejas creencias que daban por hecho que la fisonomía natural de estos bosques era abierta o semiabierta de tipo parque (Kouche y Carmelich, 1936). Además, poder determinar la edad de los árboles permitió conocer la dominancia de bosques coetáneos producto del abandono de los campos de cultivo o de disturbios masivos como los fuegos, con tasas de crecimiento que oscilan, en promedio, entre los 2,7 y 4 mm radiales anuales, con valores extremos de 5,12 mm para árboles que crecen sin competencia y que el crecimiento acumulado para un período de 65 años osciló entre 174,9 y 246,1 mm radiales (Bogino y Villalba, 2008; Jové-Alcalde, 2014). La Dendrocronología per- mitió estimar el incremento anual de biomasa de la especie, definir su turno biológico de corta a partir de los 66 años de edad

en función del área basal (Bogino y Villalba, 2008; Jové-Alcalde, 2014; Risio-Allione *et al.*, 2014) y proveer de la información básica para la elaboración del primer plan dasocrático para la provincia de San Luis (Rollán-Martín, 2017). Las bajas tasas de crecimiento registradas antes de la ocupación europea del territorio del caldenal posteriores a la campaña del desierto, año 1882, hacen suponer la existencia de un bosque cerrado y muy denso el cual, incluso, ha sido descrito por las crónicas en época de los ranqueles como "selvas tupidas" con una fisonomía muy contrastante con la del supuesto parque (Tapia y Dussart, 2013; Velasco-Sastre *et al.*, 2018). La mayor transformación de estos bosques ha ocurrido en los últimos 150 años, por la tala masiva del fines del siglo XIX para permitir la incorporación de ganado lanar (más de siete millones de cabezas, MINAGRI, 2013). Luego le siguió, a partir de la segunda mitad del siglo pasado, el reemplazo de la ganadería ovina por la bovina con notables incrementos en las tasas de regeneración del caldén, oscilando entre 382 y 1010% (Dussart *et al.*, 1998). Estudios más recientes suponen que la tasa de regeneración del caldén sería el resultado de la sinergia de varios factores (Bogino *et al.*, 2015).

Asimismo, ha sido posible identificar, datar y relacionar incendios pasados con el uso del suelo los cuales coincidieron con los períodos de desmonte intensivo y con el comienzo del empleo de quemas prescritas para aumentar la disponibilidad forrajera para uso pastoril (Dussart *et al.*, 2011; Tapia y Dussart, 2013; figura 9.8 bcd). El fuego es un factor determinante a la hora de plantear un plan de manejo para estos bosques ya que favorece el establecimiento de las especies leñosas y por lo tanto se relaciona con la estructura del bosque (Bóo *et al.*, 1997; Medina *et al.*, 2000; Medina 2007; 2008; Vivalda *et al.*, 2014; Bogino *et al.*, 2015). Estudios más recientes concluyen que la mayor parte de los bosques actuales de caldén presentan una fisonomía que es el resultado del impacto del fuego. Estos bosques actualmente son secundarios, con fisonomías muy densas llamadas fachinales que determinan que las tasas de crecimiento se encuentren por debajo de la media para esta especie, producto de la alta densidad de los individuos que los componen (Vivalda *et al.*, 2014; fig. 9.8). Además, el análisis de la ubicación de las cicatrices de fuego dentro de cada anillo de crecimiento permitió relevar también la estacionalidad de los fuegos históricos (Medina *et al.*, 2000, 2007).

La situación de estos bosques ha ingresado en un estado crítico en los últimos veinte años debido a la masiva incorporación de nuevas tecnologías vinculadas a la agricultura de precisión, lo cual favoreció el desplazamiento de la frontera agrícola hacia el oeste de la pampa argentina sobre el área de distribución de estos bosques (Viglizo y Frank, 2006; Dussart *et al.*, 2011). Los fuertes vínculos que se han demostrado entre la dinámica de estos bosques y las condiciones socioeconómicas imperantes hacen evidente la necesidad de enfocar su estudio como socioecosistemas para establecer pautas de manejo y de conservación revalorizando a estos bosques nativos. En ese marco, la Dendrocronología constituye sin dudas una herramienta de primera necesidad para profundizar el entendimiento sobre la dinámica espacio-temporal de los bosques de caldén en la región del Espinal.



Figura 9.8. Fisonomía de bosque abierto de *Prosopis caldenia* (a), secuenciación de cicatrices de fuego (b), fisonomía de tipo fachinal característica de estos sistemas luego de un incendio (c) y bosque afectado por este disturbio (d).

CUADRO 2

Los bosques de caldén y el agua subterránea

Esteban G. Jobbágy
IMASL – CONICET y Universidad Nacional de San Luis

Los bosques del espinal austral o "caldenal" ocupan o han ocupado en el pasado territorios predominantemente llanos y sedimentarios. Si bien los suelos de estos sistemas recibieron atención tempranamente en la historia del país por su importancia agrícola, su estudio se focalizó en el primer metro de profundidad y se ignoraron hasta hace una década aspectos críticos de la dinámica del agua y las sales del caldenal, que solo podían comprenderse con una mirada literalmente más profunda del bosque y su suelo.

Bajo el clima semiárido en el que prosperan los bosques de caldén, la capacidad de la atmósfera de evaporar agua supera ampliamente a su capacidad de entregarla como precipitación. Esto lleva a que, de no mediar barreras para que las plantas utilicen el agua, la totalidad de la lluvia retorne a la atmósfera como vapor y no queden excedentes líquidos para abastecer de agua a los bosques mediante los dos flujos más importantes que son el escurrimiento superficial y el drenaje profundo (Jobbágy *et al.*, 2008), responsables de la generación de caudal en ríos y de la alimentación de acuíferos (figura 9.9). En bosques de caldén muestreados en San Luis y La Pampa se ha encontrado la huella de esta condición hidrológica al observar los suelos a gran profundidad. Por debajo del primer metro de suelo se encontró una gran acumulación de sales precipitadas en una matriz seca (Santoni *et al.*, 2010, Kim *et al.*, 2016). Esta precipitación de sales en el suelo corresponde a la producción de solutos por disolución de rocas y aportes atmosféricos y se acumulan simplemente porque por debajo del sustrato con raíces de los bosques no queda ni "una gota de agua" capaz de percolar. La cantidad de sales acumuladas varía entre 1 y 30 kg.m^2 y representa un reservorio inerte (Jayawickreme *et al.*, 2011). La falta de drenaje profundo en estos sistemas lleva a que en condiciones naturales las napas freáticas se mantengan profundas en casi todo el paisaje y que por lo general sean salinas. El bosque entonces prospera aprovechando la totalidad de las precipitaciones y se mantiene desacoplado del manto o napa freática que suele ser muy profunda y salina.

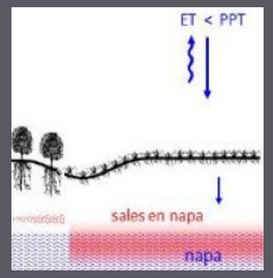
Los bosques de caldén se ubican en suelos fértiles y bajo climas que, si bien son algo marginales para la agricultura, ofrecen hoy una buena productividad bajo siembra directa. Por esta razón y por su escasa protección nacional y provincial, han sufrido una fuerte deforestación. En la actualidad algunas de las zonas más cultivadas en esta región se corresponden con tierras originalmente ocupadas por bosques de caldén, lo cual ha derivado en fuertes sorpresas hidrológicas que son negativas tanto para la agricultura como para los remanentes de bosques de caldén. Las mismas incluyen ascensos de napas freáticas, acumulación de sales en la superficie del suelo, encharcamientos e inundaciones, mortandad de parches remanentes de bosque y en un caso extremo y único hasta ahora, desarrollo de una nueva red de cauces de ríos.

Es importante reconocer que los sistemas agrícolas semiáridos prosperan cuando se logra acumular agua en el suelo para garantizar el éxito del cultivo venidero. Ciclos de cultivo cortos, buena cubierta de rastrojo sobre el suelo y un control exhaustivo de las malezas, fundamentalmente basado en la aplicación de herbicidas; logran algo inusual en condiciones naturales: sobra agua (Gimenez *et al.*, 2015). Sin embargo, debajo de los lotes agrícolas y en los años más lluviosos comienza a producirse entonces un flujo de drenaje que alimenta las napas profundas y moviliza las sales. En algunas zonas esto se traduce, después de décadas, en la aparición de encharcamientos desconocidos previamente. Y los encharcamientos son sinónimo de salinización en la llanura semiárida. Las tierras agrícolas pierden productividad y se abandonan, algunos parches de bosque remanente sufren mortandad y el paisaje se transforma. En este escenario y bajo condiciones hidrogeológicas muy peculiares, en el este de San Luis se ha formado una red nueva de cauces permanentes de agua salobre, gracias al movimiento cada vez más abundante y veloz del agua subterránea (Contreras *et al.*, 2013).

Estudios en estos nuevos paisajes sujetos a una continua mutación hídrica han encontrado algunas claves acerca de la relación de los bosques de caldén con las napas freáticas, enumeradas a continuación. (1) En paisajes loéssicos (sedimentos de arena fina y limo), los relictos de bosque de caldén son capaces de aprovechar el agua subterránea a profundidades de ocho metros aun cuando las aguas sean salinas (15 dS.m-1). En los pozos de muestreo, usando mediciones horarias de nivel freático, se han encontrado raíces activas y en crecimiento a 8 metros de profundidad y se ha observado como el consumo de agua subterránea se incrementaba en períodos de baja precipitación (verano 2017-2018) para interrumpirse bruscamente tras la senescencia de las hojas de esta especie caducifolia (datos no publicados). Esta información concuerda con lo aprendido en paisajes áridos con bosques de algarrobo dulce (Jobbágy *et al.*, 2011). (2) En paisajes de médanos de arena en los que los bosques de caldén se han establecido hace menos de un siglo sobre una matriz de pastizal, se ha observado con técnicas dendrocronológicas que el crecimiento del caldén responde muy positivamente a la presencia de napas freáticas cercanas a la superficie, pero que cuando las mismas se aproximan a menos de un metro de la superficie los árboles reducen su crecimiento o directamente mueren cuando el encharcamiento es prolongado (varios meses). Esto explica la presencia de parches de bosque con árboles muertos en zonas bajas del paisaje, coexistiendo con árboles muy saludables en zonas altas (Bogino y Jobbágy 2011). (3) En la matriz de paisajes agrícolas semiáridos expuestos al riesgo de ascenso freático y salinización, las islas de bosque de caldén son capaces de mitigar la transformación hidrológica mientras los niveles del agua no alcancen a anegarlas. Los remanentes de bosques en estos sistemas agrícolas, al ser capaces de sostener un alto consumo freático aun con aguas salinas, prestan un servicio ecosistémico fundamental al resto del territorio (figura 9.9). Cuantificar este servicio y optimizar el diseño del paisaje no es tarea fácil y requiere el uso de modelos hidrológicos espacialmente explícitos. En resumen, los bosques de caldén que caracterizan al sur del Espinal se están retrayendo al ser reemplazados por cultivos y, como resultado, los sistemas hidrológicos sufren alteraciones lentas pero muy significativas que estamos comenzando a entender mejor. Mantener áreas de bosque dentro del paisaje cultivado es una forma de sostener múltiples servicios ecosistémicos, entre los que se destaca la regulación del equilibrio hídrico, crucial para sostener la producción agrícola de las llanuras semiáridas del centro de Argentina.

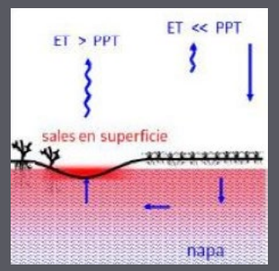
1.
Paisaje de bosque
No hay recarga de napas, las sales estan inmóviles en el suelo profundo

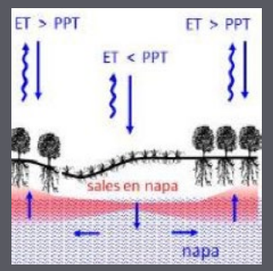




2.
Paisaje cultivado
Se inicia la recarga y las sales se movilizan hacia las napas

3.
Paisaje cultivado
con poco bosque
Hay anegamiento, salinización de superficie y mortalidad de relictos por anegamiento. Los cultivos afectados bajan su consumo de agua





4.
Paisaje cultivado
Con mucho bosque.
El consumo de napas del conjunto de relictos logra evitar el anegamiento del paisaje y la salinización de la superficie

ET = Evaportranspiración
PPT = Precipitación

Figura 9.9. Balance de agua y localización de sales en el paisajes del caldenal en condiciones de cubierta total de bosque (1), sujetos a deforestación y cultivo recientemente y en proceso de transición hidrológica (2) y cultivados hace más tiempo y en nuevo equilibrio hidrológico con baja (3a) y alta (3b) cubierta de bosque remanente. Las flechas ilustran la magnitud de los flujos de ingreso de agua por precipitación y de salida por evapotranspiración y destacan la dirección de los movimientos de agua subterránea. La proporción exacta de bosque y el patrón de distribución que decide la transición hacia los estados 3a y 3b es crítica pero desconocida al presente. La misma puede estimarse articulando modelos de simulación hidrológicos y observaciones de campo que aprovechen la diversidad de paisajes existentes con distintos grados de deforestación.

CUADRO 3

Etnoecología y conservación biocultural: diversidad de culturas, diversidad de bosques

Carolina Torres y Leonardo Galetto
Facultad de Ciencias, Exactas, Físicas y Naturales, Universidad Nacional de Córdoba (UNC) e Instituto Multidisciplinario de Biología Vegetal (IMBIV, UNC-CONICET), Avenida Vélez Sarsfield 1611–X5016GCA, Córdoba, Argentina.

Las actividades humanas que se realizan en los bosques se basan en decisiones y acciones que dependen no solo de los recursos que existen en el lugar, sino también de las formas de organización social, del tipo de tecnologías que se usen, de la estructura de poder de la sociedad o del origen de la clase dominante, entre otros factores. Pero, principalmente, las formas en que los humanos nos relacionamos con el mundo natural tienen que ver con los modos de percibir y valorar el mundo (cosmovisiones) y con los modos de vivir y habitar el mundo (éticas). Por lo tanto, indagar sobre la diversidad de cosmovisiones y éticas ambientales contribuye a: i) explicar las causas de las acciones que los humanos desarrollan en su ambiente, ii) analizar las consecuencias de las distintas maneras en que los humanos se relacionan con su ambiente, iii) reflexionar sobre la diversidad de modos de juzgar cuáles formas de cohabitar el mundo son justas o injustas y iv) repensar y modificar nuestros modos de relacionarnos con la naturaleza para superar esta crisis de civilización.

La palabra bosque posee diferentes representaciones para distintos grupos humanos y en distintos contextos; por ejemplo, puede ser un sitio poblado de árboles o simplemente la abundancia desordenada de plantas. Desde la ecología, un bosque puede ser definido como un sistema complejo de componentes (genes, especies y comunidades con ciertas características), estructuras y procesos (evolutivos, ecológicos e históricos) que cambia en múltiples escalas espaciales y temporales. Dentro de la cosmovisión occidental dominante, los bosques son percibidos como recursos naturales que están para brindar servicios a los humanos, quienes compiten por su explotación basada en valoraciones que se reducen a la utilidad (cuadro 2, cap. 4). Esta cosmovisión se asienta en la cultura del ser, en el individuo, en relaciones monosujéticas (sujeto-objeto) con un sentido jerárquico (Ceceña 2012), en la cual la naturaleza y los humanos constituyen dos mundos distintos, separados e incluso disociados. El humano teme la complejidad de los bosques y de todos los ambientes naturales, intenta disciplinar la vida, rediseña el territorio, lo reordena y reduce a sus elementos simples, lo descompone y lo objetiva, porque considera que es posible controlar los bosques y también restaurarlos o recrearlos. Desde el siglo XVI en adelante, esta visión newtoniana-cartesiana de la naturaleza, eurocéntrica, hegemónica, cuyo eje conductor fue y es la dominación y el control de la naturaleza por parte de los hombres más aptos, promueve un comportamiento acumulativo y apropiador y la consiguiente explotación y degradación del ambiente. La dominación europea conceptualizó la inferioridad de todo lo conquistado, con una racionalidad de exclusión que implica una permanente negación u objetivación del otro-no-humano o del otro-humano-sacrificable

(Ceceña 2012), la invisibilización de la vasta diversidad de modos de valorar y relacionarse con el mundo natural de la pluralidad de sociedades indígenas latinoamericanas (Rozzi *et al.*, 2001) y la consiguiente homogenización de culturas y paisajes (Rozzi 2013). Las repúblicas fundadas por "el criollo" se asemejan mucho más a los intereses del colonizador que al colonizado, con una relación de exterioridad en el Estado que hace que funcione en contra de lo que el propio Estado tiene que administrar para sus ciudadanos (Segato 2018).

El territorio en general, y el agrícola en particular, posee "dueños" (unos pocos individuos o corporaciones nacionales y transnacionales) que concentran la tenencia de la tierra y el poder económico, comunicacional, judicial e incluso empiezan a tener sus representantes directos en la política (Segato 2018). Esos "dueños" deciden lo que se debe hacer con el bosque nativo basándose, principalmente, en la opinión de sus pares y referentes, en pos de mantener su imagen y reputación frente a su grupo de identidad, el cual difícilmente desarrolla una actitud positiva hacia la conservación del bosque nativo debido a su lógica de maximización del beneficio económico a corto plazo, a su conexión débil con la naturaleza o a su desapego al lugar (Mastrangelo 2018). Se opone una percepción de tierras desaprovechadas con bosque, en contraste con la producción, aprovechamiento y apariencia ordenada del paisaje agrícola.

En Argentina conviven una diversidad de identidades y perfiles de valoración que coexisten (en forma desigual) en el territorio (Mastrangelo 2018). Si bien la tradición positivista moderna separa a los seres humanos de la naturaleza, tanto la filosofía occidental temprana (p. ej. presocrática), las cosmovisiones amerindias ancestrales y contemporáneas, como las ciencias ecológicas y evolutivas, reconocen la integración entre hábitos y hábitats dentro de las comunidades de cohabitantes (Rozzi 2013). Dentro de estas visiones multidimensionales y complejas del mundo, la naturaleza es percibida como una totalidad en permanente recreación que protege y a la vez exige cuidado y respeto; como una totalidad con múltiples sujetos y, por lo tanto, descentrada (Ceceña 2012), en donde la vida fluye en libertad porque no puede ser ordenada, racionalizada ni recreada. Estas culturas se basan en una comprensión del mundo holística, matrística y relacional en donde existe un conjunto de entes que interactúan y se complementan y en donde el humano es una parte del conjunto natural. En consecuencia, el bosque no es un bien que pertenece a los humanos sino que los humanos pertenecen al bosque que es considerado un bien común, que no se compra ni se vende. La territorialidad es comunitaria puesto que no hay necesidad de sustraer nada sino de garantizar que haya siempre disponibilidad. Estos imaginarios utópicos se expresan actualmente en las cosmovisiones de la mayor parte de los pueblos de América y también son compartidos por indígenas y mestizos de todas partes del planeta (Ceceña, 2012). Por ejemplo, para diversos grupos que habitan el Chaco argentino, la lógica y percepción del mundo natural está basada en las relaciones entre una pluralidad de sujetos en donde los "dueños" del bosque son seres o espíritus poderosos que están presentes y prescriben, a través de los chamanes, estrictas normas asociadas al uso sostenible del bosque (Camino *et al.*, 2018). Tanto los humanos como otros seres que cohabitan la comunidad, por ejemplo los animales, comparten un alma (Camino *et al.*, 2018). Esta manera de considerar a las plantas y los animales como sujetos, más que como objetos, como "personas" que poseen un alma que les permite pensar, razonar, experimentar

sentimientos y comunicarse con los humanos y en donde los límites que separan los humanos y los seres no-humanos son muy imprecisos, se presenta en indígenas de todo el continente americano y también en sociedades diversas de todo el mundo (Descola 2016).

En Argentina, como consecuencia de los distintos modelos de "desarrollo" que se sucedieron en la historia del país, el estado originario de diversidad biocultural y bienestar social ha sido reemplazado por un acelerado proceso de homogeneización biocultural y degradación socioecológica. Tanto la etapa de "agriculturización", en donde gran parte de la actividad ganadera empezó a trasladarse a los bosques del Parque Chaqueño y el Espinal, como el actual proceso de "pampeanización", con el consecuente reemplazo descontrolado de bosques nativos por cultivos industriales, se basan en una deconstrucción del concepto de bosque como bien común transformándolo en una mercancía. La transformación de bosques nativos en áreas agrícolas está impulsada, principalmente, por el interés privado en una actividad altamente rentable, la cual permite costear desmontes masivos y aumentar la demanda por nuevas tierras para agricultura. Sin embargo, estas ganancias fueron y son logradas generando pasivos socioambientales que hacen que este modelo de "desarrollo" sea social, ambiental, energética y ecológicamente insostenible (ver cuadro 2; cap. 4).

Por otra parte, la percepción del bosque de los distintos pobladores locales (por ejemplo, campesinos, criollos, pueblos originarios) y su conocimiento tradicional se contraponen a la expansión agrícola y a la consecuente pérdida de bosques (por ejemplo, Carrizo y Berger 2012; Lapegna 2013; Leguizamón 2014; Berger y Carrizo 2016); y se relacionan con otras formas de percibir y habitar el mundo y con valoraciones distintas a la de la cultura dominante (Gudynas 2014; Galetto y Torres 2015). Por ejemplo, en aquellas localidades donde los paisajes han experimentado mayores tasas de deforestación, la pérdida de bosques se asocia positivamente con la erosión rápida e irreversible del conocimiento tradicional sobre los bosques nativos (por ejemplo, Arias Toledo *et al.*, 2009, 2014; Trillo *et al.*, 2010, 2014) y el uso de plantas del bosque (Rodríguez López *et al.*, 2015) como las medicinales nativas (Arias Toledo *et al.*, 2014). Tanto campesinos como poblaciones indígenas, al ser despojados de sus territorios se ven obligados a comprar productos que antes obtenían de su ambiente natural. Sin embargo, debido a su escaso poder económico y político, en general, estos sectores sociales no pueden sustituir los bienes y servicios que les aportaba el ecosistema perdido, derivando en migraciones hacia barrios marginales urbanos, donde sobreviven en condiciones de pobreza, al ser completamente dependientes de economías externas, para las cuales siempre se constituirán en personas marginales. De esta forma, la acelerada pérdida de bosques, combinada con diversos factores asociados, amenaza a las especies silvestres tanto como a la propia existencia de diversos grupos humanos. La pérdida de los bosques implica la pérdida no solo de la seguridad alimentaria y sanitaria de estos grupos humanos que dependen de la caza, la pesca o la recolección de productos del bosque, sino que también significa la pérdida de todas las demás dimensiones (por ejemplo, espirituales) que estos grupos humanos tienen con la vida silvestre. El despojo del territorio en comunidades con cosmovisiones comunes y vigentes hoy en Latinoamérica, significa, principalmente, perder el vínculo con la tierra, con el lugar en el que se nace, significa "separarse de ellos mismos", "perderse a uno mismo" (Zamora Aray 2018). Esto se apoya en la

noción de la costumbre amerindia del "estar aquí" con y en el territorio ("geocultura"; Kusch 2012), participando e interaccionando con los organismos, y que se contrapone con la de "ser alguien" y de la de "posesión de objetos" característico en la actitud dominante de la cultura europea (Kusch 2012).

En consecuencia, la conservación de los bosques y su diversidad biocultural debería realizarse por motivos pragmáticos pero fundamentalmente por razones éticas. Es necesario y urgente desarrollar políticas de conservación de los bosques argentinos que garanticen, no solo la continuidad de los procesos evolutivos y ecológicos en estos ecosistemas, sino también la conservación de la diversidad cultural, respetando procesos sociales e históricos constitutivos de cada paisaje y ecosistema. Es indispensable empezar a considerar en estas políticas una conceptualización amplia de lo que un bosque significa, no solo desde el punto de vista ecológico sino, también, lo que representa para un país o un grupo humano, con el fin de posibilitar un verdadero diálogo y respeto interculturales. Para lograr esto, es necesario y urgente indagar en la diversidad de valores de la sociedad para hacer visible los diversos modos de representar y habitar el mundo que conviven actualmente en la sociedad argentina y, en consecuencia, diversificar los criterios que guían la toma de decisiones político-ambientales, discriminando positivamente a aquellos que sufren de manera desproporciona más cuando se pierden los bosques (mujeres, niños, pueblos originarios, campesinos). Esto permitiría una igualdad real de oportunidades para recrear la vida.

Los modos posibles de las relaciones entre las sociedades humanas y los bosques son mucho más diversos que los propuestos por la economía de mercado (que corresponde solo a un modelo y de arribo muy reciente en el continente americano). La economía de mercado es "el paradigma" dominante que rige la toma de decisiones y se autoreferencia como un modelo casi inevitable o inescapable, aunque su prevalencia constituye solo una contingencia histórica. Estos 500 años de conquista europea en el territorio americano representan menos del uno por ciento de la larga historia de prácticas bioculturales coevolutivas que han sobrevivido a los períodos colonial y neocolonial (Rozzi 2012) y que están vivas hoy, por ejemplo, en el Chaco y el Espinal, coexistiendo con una extendida cultura occidental. La situación de insustentabilidad civilizatoria a la que se llega con el actual modelo neoextractivista de "desarrollo" obliga a plantear una organización territorial distinta, definida por el reconocimiento de los derechos y la variedad de cosmovisiones de todos los cohabitantes. Esto implica dislocar los referentes epistemológicos colocados por la modernidad como universales y transformar todos los territorios, incluidos el mental (Ceceña 2012), a fin de proponer construcciones cognitivas sostenibles, dignas y emancipadoras.



Figura 9.10. A la izquierda un quebracho blanco (*Aspidosperma quebracho-blanco*) del bosque y sus múltiples representaciones para los grupos humanos que cohabitan en un mismo territorio. A la derecha un paisaje con tierra degradada como consecuencia del remplazo de los bosques nativos del Espinal por agricultura industrial

CUADRO 4

Escenarios futuros de cambios en el uso de la tierra y potenciales impactos sobre la biodiversidad del Espinal

Noelia Calamari[1]*; Gregorio Gavier-Pizarro*[2]
[1]Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria (INTA, Estación Experimental Agropecuaria Paraná), Ruta Nacional N° 11, Km 12.7, 3101 Oro Verde, Entre Ríos, Argentina. [2]Grupo de Biodiversidad, Ecología y Gestión Ambiental, Instituto de Recursos Biológicos (CIRN), Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria (INTA), CNIA-INTA, Nicolás Repetto y De los Reseros, 1686 Hurlingham, Buenos Aires, Argentina.

La dinámica territorial ocurrida en el Espinal por los procesos descriptos en este capítulo ha enfrentado a dos sectores sociales. Por un lado, el sector "productivo" que fomenta la incorporación de nuevas tierras para la agricultura. Por otra parte, la comunidad científica, los sectores sociales organizados y las ONG que advierten sobre los riesgos de la baja sostenibilidad de los sistemas (productiva, social y ambiental) y las asimetrías sociales (capítulo 4). La controversia entre percepciones de los problemas debe resolverse a través de políticas que aborden la planificación territorial y el manejo ambiental, donde los conceptos de biodiversidad, servicios ecosistémicos y compensaciones entre la producción y la conservación desempeñan un rol muy importante. Esta planificación del uso de la tierra requiere disponer de información prospectiva sobre la dinámica de los territorios, identificar los factores de cambio, y generar escenarios futuros de territorios probables y posibles.

El área total de un ecosistema que está siendo modificado, el patrón espacial resultante de los cambios en el uso/cobertura de la tierra y las actividades antrópicas relacionadas con los cambios, son factores que determinan impactos sobre el bosque nativo, la biodiversidad y la dinámica de los agroecosistemas (capítulo 4). Como se mencionó en secciones anteriores de este capítulo, estos impactos pueden reducir la capacidad reproductiva, el establecimiento, el tamaño y estructura poblacional de distintos grupos de organismos (al punto de producir extinciones locales de especies de la flora y fauna silvestre), cuando se pierden procesos ecológicos que determinan interacciones funcionales (por ejemplo, polinización y dispersión de frutos y semillas; Ferreras *et al*., 2008; Aguilar *et al*., 2009; Ponce *et al*., 2012; Grilli *et al*., 2013). Asimismo, el incremento en la distancia entre fragmentos de bosque con la consiguiente reducción de la conectividad y la pérdida de hábitat, puede reducir la diversidad genética y la capacidad de las especies de adaptarse a las nuevas condiciones, como el caso del algarrobo blanco (*Prosopis alba*; Bessega *et al*., 2012, 2015). En áreas de bosque del Espinal, las especies de flora y fauna silvestre sensibles a estos cambios o especialistas de hábitat son las más afectadas (Aguilar *et al*., 2009; Verga *et al*., 2017).

En este contexto, el conocimiento de los procesos y patrones de los cambios ocurridos en el pasado, la predicción de posibles futuros cambios a través de escenarios desarrollados según diferentes alternativas productivas o planificaciones territoriales y la integración de la respuesta de la biodiversidad, constituyen herramientas que deberían ser consideradas en la planificación e implementación de intervenciones que contribuyan a la sostenibilidad de un agro-ecosistema (Tjallingii 2000; Hilty *et al*., 2006; Gavier-Pizarro *et al*., 2014).

Calamari (2014) trabajó con escenarios futuros desarrollados en tres mosaicos de paisajes de 30 x 30 km del Espinal, representando un gradiente en el proceso de fragmentación del bosque nativo (fig. 9.12). Tres escenarios fueron definidos hacia el año 2030 (fig. 9.11): 1) la tendencia de expansión agrícola registrada en el período pasado (registros para el periodo 2000-2008) continuará en el futuro (escenario de expansión agrícola); 2) se implementará un plan ganadero provincial que contribuiría al afianzamiento del sector como base de sostenibilidad de la cadena de carne, por lo que la proporción de productores de la provincia que apliquen prácticas de producción ganadera bajo bosque, definidas según el plan ganadero provincial, se beneficiarían del 50% de desgravación en el impuesto inmobiliario (escenario de manejo de bosque con ganadería); y 3) la Ley Provincial n.° 10.284 de Ordenamiento Territorial de los Bosques Nativos se reglamentará y aplicará como está previsto, presentando restricciones acerca de dónde y cuánta superficie es posible deforestar (escenario de producción con conservación). Los resultados indican que el escenario de expansión agrícola producirá los mayores cambios tanto en lo que respecta a pérdida como fragmentación del bosque nativo y, el mosaico I (fig. 9.12) sería el más afectado. Adicionalmente, las especies de aves más sensibles a dichos cambios (según las respuestas encontradas por Calamari *et al*., 2018) sufrirán los mayores impactos negativos, no solo sobre su abundancia y distribución, sino también en la pérdida de hábitat potencial. El escenario de producción con conservación permitiría mantener la estructura del paisaje a niveles similares a los registrados en 2008 y alcanzaría para mantener las poblaciones de aquellas especies de aves más sensibles a la fragmentación del bosque (en figura 9.12 se muestra el paisaje resultante hacia 2030 según los tres escenarios, para el mosaico I). El escenario de producción con conservación del bosque sería la alternativa productiva que permitiría mantener la estructura del paisaje a niveles similares a los registrados en 2008 y conservaría las poblaciones de aquellas especies más sensibles a la fragmentación del bosque. No obstante, detener la deforestación debería ser la acción más urgente hasta implementar y monitorear estrategias de ordenamiento territorial, considerando los costos y beneficios de las decisiones que se determinen y apliquen.

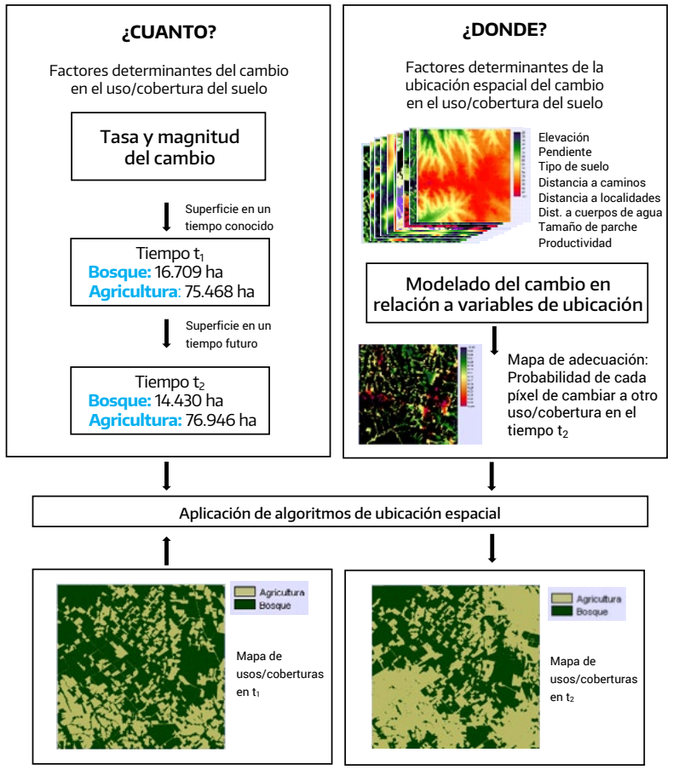


Figura 9.11. Estructura en la construcción de modelos de cambios en el uso/cobertura de la tierra para el Espinal, incluyendo posibles escenarios futuros, tomado de Calamari (2014).

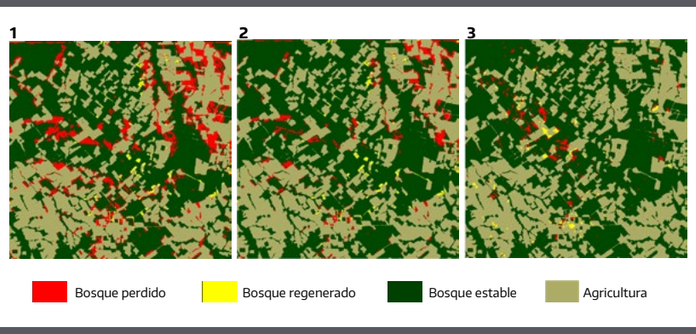


Figura 9.12. Cambios en el mosaico I según los tres escenarios proyectados a 2030: 1) expansión agrícola según la tasa observada en el período 2000-2008, 2) revalorización de la actividad ganadera bajo bosque nativo y, 3) producción y conservación del bosque nativo a través de la aplicación de la ley de ordenamiento territorial de los bosques.

Bibliografía

Agudelo-Henriquez, W., 2015. Escenarios futuros de deforestación como herramienta para evaluar políticas de manejo en sector de Sierras Chicas de Córdoba, Argentina. Tesis de Maestría en Manejo de Vida Silvestre. Universidad Nacional de Córdoba.

Aguilar, R., Galetto, L., 2004. Effects of forest fragmentation on male and female reproductive success in Cestrum parqui (Solanaceae). Oecologia. 138(4), 513-520.

Aguilar, R., Ashworth, L., Galetto, L., Aizen, M.A., 2006. Plant reproductive susceptibility to habitat fragmentation: review and synthesis through a meta analysis. Ecology letters. 9(8), 968-980.

Aguilar R., Ashworth L., Cagnolo L., Jausoro, M., Quesada M., Galetto L., 2009. Dinámica de interacciones mutualistas y antagonistas en ambientes fragmentados. En: Ecología y evolución de interacciones planta-animal (Eds. Medel, R., Aizen, M.A, Zamora, R.), pp 199-231. Editorial Universitaria, Santiago de Chile.

Aguilar, R., Ashworth, L., Calviño, A., Quesada, M., 2012. What is left after sex in fragmented habitats? Assessing the quantity and quality of progeny in the endemic tree *Prosopis caldenia* (Fabaceae). Biological Conservation, 152, 81-89.

Arias Toledo, B., Galetto, L., Colantonio, S., 2009. Ethnobotanical knowledge in rural communities of Córdoba (Argentina): the importance of cultural and biogeographical factors. Journal of Ethnobiology and Ethnomedicine. 5: 40 (1-8).

Arias Toledo, B., Trillo, C., Grilli, M., Colantonio S., y Galetto L., 2014. Relationships between land-use types and plant species used by traditional ethno-medical system. European Journal of Medicinal Plants. 4: 998-1021.

Arora, P., Bert, F., Podesta, G., Krantz, D.H., 2015. Ownership effect in the wild: Influence of land ownership on agribusiness goals and decisions in the Argentine Pampas. Journal of Behavioral and Experimental Economics. 58, 162-170.

Arturi, M., 2006. Situación ambiental en la ecorregión espinal. En: A. Brown, U. Martínez O., M. Acerbi y J., Corcuera (eds) La Situación Ambiental Argentina 2005, Fundación Vida Silvestre Argentina, Buenos Aires. 241-246.

Barreda, V., Anzótegui, L.M., Prieto, A.R., Aceñolaza, P., Bianchi, M., Borromei, A.M., *et al*., 2007. Diversificación y cambios de las angiospermas durante el Neógeno en Argentina. Ameghiniana 11(1), 173-191.

Berger, M., Carrizo, C., 2016. Aportes de una sociología de los problemas públicos a la justicia ambiental en América Latina. Revista Colombiana de Sociología. 39: 115-134.

Bessega, C., Pometti, C. L., Ewens, M., Saidman, B.O., Vilardi, J. C., 2012. Strategies for conservation for disturbed *Prosopis alba* (Leguminosae, Mimosoidae) forests based on mating system and pollen dispersal parameters. Tree genetics & genomes, 8(2), 277-288.

Bessega, C., Pometti, C., Ewens, M., Saidman, B.O., Vilardi, J. C., 2015. Improving initial trials in tree breeding using kinship and breeding values estimated in the wild: the case of *Prosopis alba* in Argentina. New Forests, 46(3), 427-448.

Bogino, S., 2005. El bosque de caldén en la provincia de San Luis: situación actual y estrategias alternativas de manejo. Revista de la Asociacion Forestal Argentina. 59, 23-31.

Bogino, S., 2014. The centenary pluviometer: a first dendrochronological study in South America. Dencrochronologia. 32: 52-54.

Bogino, S.M., Villalba, R., 2008. Radial growth and biological rotation age of *Prosopis caldenia* Burkart in Central Argentina. Journal of Arid Environments. 72, 16-23.

Bogino, S.M., Jobbágy, E.G., 2011. Climate and groundwater effects on the establishment, growth and death of *Prosopis caldenia* trees in the Pampas (Argentina). Forest Ecology and Management. 262, 1766-1774.

Bogino, S., Roa-Giménez, S.C., Velasco-Sastre, A.T., Cangiano, M.L., Risio-Allione, L., Rozas, V., 2015. Synergetic effects of fire, climate, and management history on *Prosopis caldenia* recruitment in the Argentinean pampas. Journal of Arid Environments. 117, 59-66.

Bóo, R.M., Peláez, D.V., Bunting, S.C., Mayor, M.D., Elia, O.R., 1997. Effect of fire on woody species in central semi-arid Argentina. Journal of Arid Environments. 35: 87-94.

Bourguet, D., Guillemaud, T., 2016. The hidden and external costs of pesticide use. In: Lichtfouse, E. (Ed.), Sustainable Agriculture Reviews 19. Springer International Publishing, Switzerland. 35–120.

Brassiolo, M., 2005. Los Bosques del Chaco Semiárido. Revista IDIA Forestal XXI. 23-28.

Briske, D.D., Fuhlendorf, S.D., Smeins, F.E., 2006. A unified framework for assessment and application of ecological thresholds. Rangeland Ecology & Management. 59(3), 225-236..

Brown, A., Martinez Ortiz, U., Acerbi, M., y Corcuera, J.F., 2006. La situación ambiental argentina 2005. Buenos Aires.

Bucher, E.H., 1982. Chaco and Caatinga—South American arid savannas, woodlands and thickets. En: Ecology of tropical savannas. Springer, Berlin, Heidelberg. 48-79.

Bucher, E.H., Costa Gorritz, B., Leynaud, G.C., 2001. Bird diversity and forest fragmentation in the semiarid Espinal woodland of Córdoba, Argentina. Boletín de la Academia Nacional de Ciencias de Córdoba. 66, 117-124.

Cabido, M., Zeballos, S.R., Zak, M., Carranza, M.L., Giorgis, M.A., Cantero, J.J., Acosta, A.T., 2018. Native woody vegetation in central Argentina: Classification of Chaco and Espinal forests. Applied Vegetation Science (in press).

Cabrera, A.L., 1953. Esquema fitogeográfico de la República Argentina. Revista del Museo de La Plata (Nueva Serie). 8, 87-168.

Cabrera, A., 1976. Regiones fitogeográficas argentinas. Enciclopedia Argentina de Agricultura y Jardinería, Tomo II, Fascículo 1. ACME. Buenos Aires. 85.

Cáceres, D.M., 2015. Accumulation by dispossession and socio environmental conflicts caused by the expansion of agribusiness in Argentina. Journal of Agrarian Change. 15(1), 116-147.

Calamari, N.C., Cerezo, A., Goijman, A.P., Canavelli, S., Dardanelli, S., Gavier-Pizarro, G., y Zaccagnini, M.E., 2013. Bird population trends (2003-2011) and landscape and climate change in agroecosystems of central Argentina: an approach using density estimation from distance sampling and mixed linear modeling. Euring: Analytical Meeting and Workshop. Athens, Georgia, USA.

Calamari, N.C., 2014. Influencias del tamaño de parche y configuración espacial del bosque nativo sobre poblaciones de aves, en Entre Ríos. Tesis Doctoral. Universidad Nacional de Córdoba.

Calamari, N.C., Vilella, F., Sica, Y., Mercuri, P., 2018. Patch and landscape responses of bird abundance to fragmentation in agroecosystems of east-central Argentina. Avian Conservation and Ecology 13 (2):3.

Calle, Z., Murgueitio, E., Chará, J., Molina, C. H., Zuluaga, A. F., y Calle, A., 2013. A strategy for scaling-up Intensive Silvopastoral Systems in Colombia. Journal of Sustainable Forestry. 32, 677-693.

Camino, M., Cortez, S., Altrichter, M., Matteucci, S.D., 2018. Relations with wildlife of Wichí and Criollo people of the Dry Chaco: a conservation perspective. Ethnobiology and Conservation. 7:11.

Carnevali, R., 1994. Fitogeografía de la Provincia de Corrientes. Gobierno de la Provincia de Corrientes - INTA. 324

Carranza, C. y Ledesma, L., 2005. Sistemas silvopastoriles en el Chaco Arido. Rev. IDIA XXI, Ed. INTA, Buenos Aires. Año V, N°8: 240-246.

Carrizo C., Berger M., 2012. 'Citizens; Rights and Environmental Genocide'. Environmental Justice. 5: 105–110.

Casermeiro J., Spahn E., 1999. Sistemas agroforestales para pequeños productores de zonas húmedas. Centro Zip. Santa Fe. 214.

Casermeiro, J., Spahn, E., 2000. Evaluación y guía de condición del bosque nativo entrerriano. Multequina. 9, 147-153.

Casermeiro, J., De Petre, A.A., Spahn, E., Valenti, R., 2001. Efecto del desmonte sobre la vegetación y el suelo. Investigación Agraria: Sistemas y Recursos Forestales 10. 233-244.

Casermeiro, J., Spahn, E., Bendersky, D., Schlund, P., Revora, M., Chiapino, B., 2003. Diagnóstico del estado y uso de los recursos naturales de pequeños productores del centro norte de Entre Ríos. Revista Científica Agropecuaria. 7, 29-35.

Ceceña, A. E., 2012. Dominar la naturaleza o vivir bien: disyuntiva sistémica. Debates Urgentes.1: 117-129.

Christoffoleti, P.J., Galli, A.J.B., Carvalho, S.J.P., Moreira, M.S., Nicolai, M., Foloni, L.L., Martins, B.A.B., Ribeiro, D.N., 2008. Glyphosate sustainability in South American cropping systems. Pest Managagement Science. 64, 422–427.

Coirini R., Karlin M., Brassiolo M., 2013. "Prácticas forestales en los bosques nativos de la República Argentina, Ecorregión Espinal". Secretaría de Medio Ambiente y Desarrollo. 91.

Contreras S, Santoni CS, Jobbágy EG., 2013. Abrupt watercourse formation in a semiarid sedimentary landscape: The roles of forest clearing, rainfall variability, and seismic activity. Ecohydrology. 6: 794-805

Coomes, D.A., Allen, R.B., Forsyth, D.M., Lee, W.G., 2003. Factors preventing the recovery of New Zealand forests following control of invasive deer. Conservation Biology. 17, 450-459.

Cuhra, M., Bøhn, T., Cuhra, P., 2016. Glyphosate: too much of a good thing? Frontiers in Environmental Sciences. 4, 28.

Cumming, G.S., Southworth, J., Rondon, X. J., Marsik, M., 2012. Spatial complexity in fragmenting Amazonian rainforests: Do feedbacks from edge effects push forests towards an ecological threshold?. Ecological Complexity. 11, 67-74.

Dardanelli, S., 2006. Dinámica de comunidades de aves en fragmentos de bosque de la provincia de Córdoba. Tesis Doctoral. Universidad Nacional de Córdoba.

Dardanelli, S., Nores. M., 2001. Extinción y colonización de aves en fragmentos de bosque de la Provincia de Córdoba, Argentina. Boletín de la Academia Nacional de Ciencias. 66, 55-60.

Dardanelli, S., M.L. Nores y M. Nores., 2006a. Minimum area requirements of breeding birds in fragmented woodland of Central Argentina. Diversity and Distributions 12, 687-693.

Dardanelli, S., Serra, D.A., Nores, M., 2006b. Composición y abundancia de la avifauna de fragmentos de bosque de Córdoba, Argentina. Acta Zoológica Lilloana 50, 71-83.

de la Peña, M.R., Pensiero, J. F., 2003. Contribución de la flora en los hábitos alimentarios de las aves en un bosque del centro de la provincia de Santa Fe, Argentina. Ornitología Neotropical. 14, 499-513.

Descola, P., 2016. Diversidad de naturalezas, diversidad de culturas. Capital Intelectual, Ciudad Autónoma de Buenos Aires.

de Villalobos, A.E., 2013. El sobrepastoreo del ganado doméstico como disparador de la arbustización. BioScriba. 6, 51-57.

Di Giacomo, A.S., López de Casenave, J., 2010. Use and Importance of Crop and Field-Margin Habitats for Birds in a Neotropical Agricultural Ecosystem. Condor 112, 283-293.

Dirección de Bosques, 2015. Monitoreo de la superficie de bosque nativo de la República Argentina. Periodo 2013-2014. Dirección de Bosques - Subsecretaría de Planificación y Política Ambiental - Secretaría de Ambiente y Desarrollo Sostenible de la Nación. Buenos Aires. 85.

Dirección de Bosques, 2017. Monitoreo de la superficie de bosque nativo de la República Argentina. Regiones forestales Parque Chaqueño, Yungas, Selva Paranaense y Espinal. Dirección de Bosques - Subsecretaría de Planificación y Política Ambiental - Secretaría de Ambiente y Desarrollo Sostenible de la Nación. Buenos Aires. 84.

Dirzo R., Garcia M., 1992. Rates of deforestation in Los Tuxlas, a Neotropical area in southeast México. Conservation Biology. 6, 91-100.

Distel, R.A., 2016. Grazing ecology and the conservation of the Caldenal rangelands, Argentina. Journal of Arid Environments. 134, 49-55.

Dominguez, M., Reboreda, J. C., Mahler, B., 2015. Impact of Shiny Cowbird and botfly parasitism on the reproductive success of the globally endangered Yellow Cardinal Gubernatrix cristata. Bird Conservation International. 25(3), 294-305.

Drinnan I.N., 2005. The search for fragmentation thresholds in a southern Sydney suburb. Biological Conservation. 124, 339-349.

Dussart, E., Lerner, P., Peinetti, R., 1998. Long-term dynamics of two populations of *Prosopis caldenia* Burkart. Journal of Range Management. 51, 685-691.

Dussart, E. G., Chirino, C. C., Morici, E. A., y Peinetti, R. H., 2011. Reconstrucción del paisaje del caldenal pampeano en los últimos 250 años. Quebracho (Santiago del Estero). 19(2), 54-65.

Dussart, E., Medina, A., Bogino, S., 2015. Dendroecología en la pampa Argentina: investigaciones actuales, pasadas y futuros desafíos. Ecosistemas. 24(2): 51-59. Doi.: 10.7818/ECOS.2015.24-2.08.

Fahrig L., 2001. How much habitat is enough? Biological Conservation. 100, 65-74.

Fandiño, B., Berduc, A.J., Beltzer, A.H., 2010. Ensambles de aves de bosques nativos y exóticos en la estación reproductiva de un área protegida en el espinal de Entre Ríos, Argentina. Ornitología Neotropical. 21, 1-16.

Fassola, H.E., Lacorte, S.M., Pachas, A.N., Pezzuti, R., 2005. Factores que influencian la producción de biomasa forrajera de *Axonopus jesuiticus* Valls, bajo dosel de Pinus taeda L. en el nordeste de Corrientes. RIA. Revista de Investigaciones Agropecuarias. 34, 21-38.

Fernández, M.E., 2003. Influencia del componente arbóreo sobre aspectos fisiológicos determinantes de la productividad herbácea en sistemas silvopastoriles de la Patagonia Argentina. Universidad Nacional del Comahue, Centro Regional Universitario Bariloche.

Fernández, O., Gil, M.E., Distel, R.A., 2009. The challenge of rangeland degradation in a temperate semiarid region of Argentina: the Caldenal. Land Degradation and Development. 20, 431-440.

Fernandez, R.D., Ceballos, S.J., Malizia, A., Aragón, R., 2017. *Gleditsia triacanthos* (Fabaceae) in Argentina: a review of its invasion. Australian Journal of Botany. 65(3), 203-213.

Ferreira F, Torres C, Bracamonte E, Galetto L., 2017. Effects of herbicide glyphosate on non-target plant native species form Chaco forests from Argentina. Ecotoxicology and Environmental Safety. 144 (2017) 360–368.

Ferreras, A.E., Torres, C., Galetto, L., 2008. Fruit removal of an invasive exotic species (Ligustrum lucidum) in a fragmented landscape. Journal of Arid Environments. 72(9), 1573-1580.

Ficetola G.F., Denoël M., 2009. Ecological thresholds: an assessment of methods to identify abrupt changes in species-habitat relationships. Ecography. 32, 1075-1084.

Forman R.T.T., 1995. Land Mosaics. The Ecology of Landscapes and Regions. Cambridge University Press, UK. 656.

Galetto, L., Aguilar, R., Musicante, M., Astegiano, J., Ferreras, A., Jausoro, M., Torres, C., Eynard, C., 2007. Fragmentación de hábitat, riqueza de polinizadores, polinización y reproducción de plantas nativas en el Bosque Chaqueño de Córdoba, Argentina. Ecología Austral. 17(1), 67-80.

Galetto, L., Torres, C., 2015. La diversidad de ecosistemas en Córdoba. En: Retos para la enseñanza de la biodiversidad hoy. Aportes para su enseñanza en la escuela secundaria, Bermudez G. y De Longhi, A. (eds.). Editorial de la FCEFyN, Universidad Nacional de Córdoba. 57-88.

Garavaglia, J.C., 1987. ¿Existieron los gauchos? Anuario IEHS 2, 42-52.

Gavier-Pizarro G.I., Bucher E.H., 2004. Deforestación de las sierras chicas de Córdoba (Argentina) en el período 1970-1997. Academia nacional de ciencias. Miscelánea 101, 1-27.

Gavier-Pizarro G.I., Calamari N.C., Thompson J.J., Canavelli S.B., Solari L.M., Decarre J., et al., 2012. Expansion and intensification of row crop agriculture in the Pampas and Espinal of Argentina can reduce ecosystem service provision by changing avian density. Agriculture Ecosystems and the Environment. 154, 44–55.

Gavier Pizarro G,, Calamari, N.C., Zaccagnini, M.E., 2014. El manejo de elementos lineales del paisaje como prácticas amigables con la biodiversidad y sus servicios ecosistémicos (2014). En: M.E. Zaccagnini, M.G. Wilson y J. D. Oszust (Eds.) Manual de buenas prácticas para la conservación del suelo, la biodiversidad y sus servicios ecosistémicos. Proy.GEF-INTA-SAyDS. ISBN 978-987-1560-55-4, 95.

Giancola, S., Calvo, S., Sampedro, D., Marastoni, A., Ponce, V., Di Giano, S., Storti, M., 2013. Causas que afectan la adopción de tecnología en la ganadería bovina para carne de la provincia de Corrientes: enfoque cualitativo. Serie Estudios socioeconómicos de la adopción de tecnología. (2).

Gilpin M.E., 1987. Spatial structure and population vulnerability. En: Soulé M (ed.) Viable Populations for Conservation. Cambridge (UK): Cambridge University Press. 125–140.

Gimenez R, Mercau JL, Houspanossian J, Jobbágy EG., 2015. Balancing agricultural and hydrological risk in farming systems of the Chaco plains. Journal of Arid Environments,.123:81-92.

Groffman, P.M., Baron, J.S., Blett, T., Gold, A.J., Goodman, I., Gunderson, L.H., Barbara M. Levinson, B.M., Palmer, M.A., Paerl, H.W., Peterson, G.D, Poff, N. L. Rejeski, D.W., Reynolds, J.F., Turner, M.G., Weathers, K.C., Wiens, J., 2006. Ecological thresholds: the key to successful environmental management or an important concept with no practical application? Ecosystems. 9, 1-13.

Goijman A.P., 2014. Conservation and management of birds in agroecosystems in central Argentina. Doctoral dissertation, University of Georgia. Athens, GA, USA.

Goijman A.P., Zaccagnini M.E., 2008. The effects of habitat heterogeneity on avian density and richness in soybean fields in Entre Ríos, Argentina. Hornero. 23, 67–76.

Goijman A.P., Conroy M., Thompson J.J., Zaccagnini M.E., 2010. Vegetated field borders as habitat for insectivorous birds and the effects of pesticides along soybean cycle in Entre Ríos, Argentina. 25th International Ornithological Congress. Campos de Jordao, Brazil.

Goijman, A.P., Conroy, M.J., Bernardos, J.N., Zaccagnini, M.E., 2015. Multi-season regional analysis of multi-species occupancy: implications for bird conservation in agricultural lands in east-central Argentina. PloSOne 10, e0130874.

González-Roglich, M., Southworth, J., Branch, L.C., 2012. The role of private lands for conservation: Land cover change analysis in the Caldenal savanna ecosystem, Argentina. Applied Geography. 34, 281-288.

González-Roglich, M., Swenson, J.J., Jobbágy, E.G., Jackson, R.B., 2014. Shifting carbon pools along a plant cover gradient in woody encroached savannas of central Argentina. Forest Ecology and Management. 331, 71-78.

Grilli, G., Urcelay, C., Galetto, L., 2013. Linking mycorrhizal fungi and soil nutrients to vegetative and reproductive ruderal plant development in a fragmented forest at central Argentina. Forest Ecology and Management. 310, 442-449.

Gudynas, E., 2014. 'Conflictos y extractivismos: conceptos, contenidos y dinámicas'. DECURSOS, Revista en Ciencias Sociales. 27–8: 79–115.

Guida-Johnson, B., Zuleta, G.A., 2013. Land-use land-cover change and ecosystem loss in the Espinal ecoregion, Argentina. Agriculture, Ecosystems & Environment. 181, 31-40.

Hilty, J.A., Brooks, C., Heaton, E., Merenlender, A.M., 2006. Forecasting the effect of land-use change on native and non-native mammalian predator distributions. Biodiversity and Conservation. 15, 2853–2871.

Huggett A.J., 2005. The concept and utility of 'ecological thresholds' in biodiversity conservation. Biological Conservation. 124, 311–316

Ibrahim, M., Chacón, M., Cuartas, C., Naranjo, J.F., Ponce, G., Vega, P., Casasola, F., Rojas, J., 2007. Almacenamiento de carbono en el suelo y la biomasa arbórea en diferentes sistemas de usos de la tierra en Colombia, Costa Rica y Nicaragua. Agroforestería en las Américas. 45, 27–36.

Ibrahim, M., Villanueva, C., Casasola, F., Rojas, J., 2006. Sistemas silvopastoriles como una herramienta para el mejoramiento de la productividad y restauración de la integridad ecológica de paisajes ganaderos. Pastos y Forrajes. 29, 383.

Isla, F.I., Marquez, J., Urrutia, A., 2003. Efectos ENSO en la transición entre el espinal y la pradera cultivada en la Diagonal Sudamericana, Argentina Central. Revista Cuaternario y Geomorfología. 17, 63-74.

Jayawickreme, D.H., Santoni, C.S., Kim, JH, Jobbágy, E.G., Jackson, R.B., 2011. Changes in hydrology and salinity accompanying a century of agricultural conversion in Argentina. Ecological Applications 21, 2367-2379.

Jobbagy, E.G., Nosetto, M.D., Santoni, C.S., Baldi, G., 2008. El desafío ecohidrológico de las transiciones entre sistemas leñosos y herbáceos en la llanura Chaco-Pampeana. Ecología Austral, 18(3), 305-322.

Jobbágy EG, MD Nosetto, PE Villagra, RB Jackson., 2011. Water subsidies from mountains to deserts: Their role sustaining groundwater-fed oases in a sandy landscape. Ecological Applications. 21:678–694.

Jové-Alcalde, G., 2014. Tesis de master: Dinámica individual y respuesta al clima de *Prosopis caldenia* Universidad de Valladolid, España. 91.

Kanninen, M., Murdiyarso, D., Seymour, F., Angelsen, A., Wunder, S., German, L., 2007. Do trees grow on money? The implications of deforestation research for policies to promote REDD. Forest Perspectives, Vol. 4, CIFOR, Bogor, Indonesia. 61.

Karlin, U., Bernasconi, J., 2005. Tecnologías tradicionales. PIARFON (Proyectos de Investigación Aplicada a los Recursos Forestales Nativos). Proyecto Bosques Nativos y Áreas Protegidas BIRF 4085 - AR Región del Monte y del Espinal. Secretaría de Ambiente y Desarrollo Sostenible de la Nación. Universidad Nacional de Entre Ríos. Universidad Nacional del Litoral. Universidad Nacional de Córdoba. Informe final. 14.

Kim JH, Jobbagy EG, Jackson RB., 2016. Trade-offs in water and carbon ecosystem services with land-use changes in grassland. Ecological Applications. 26:1633-1644.

Koutche, J., Carmelich, V., 1936. Contribución al conocimiento de los bosques de la República Argentina: Estudio Forestal del Calden. Boletín del Ministerio de Agricultura de la Nación. 37 (1-4): 1-22.

Kunst, C., Navall M., Coria R.D., Ledesma R., Tomsic P., González A., Gómez A., Feullidae, D., 2015. Guía de prácticas recomendables para sistemas silvopastoriles en Santiago del Estero. Producir carne y madera conservando el ambiente. INTA EEA Santiago del Estero, Gobierno de la Provincia de Santiago del Estero, Santiago del Estero, Santiago del Estero, Argentina.

Kurtz, F., 1904. Floira de Córdoba. En: Río, M., Achaval, L. (eds), Geografía Física de la Provincia de Córdoba. I, 270-343. Buenos Aires.

Kusch, R., 2012. Geocultura del hombre americano. Fundación A. Ross, Rosario.

Lambin E.F., Turner II B.L., Geist H., Agbola S., Angelsen A., Bruce J.W., Coomes O., Dirzo, R., Fischer G., Folke C., George P.S., Homewood K., Imbernon J., Leemans R., Li X., Moran E.F., Mortimore M., Ramakrishnan P.S., Richards J.F., Skånes H., Steffen W., Stone G.D., Svedin U., Veldkamp T., Vogel C., Xu J., 2001. Our emerging understanding of the causes of land-use and cover change. Global Environmental Change. 11, 261-269.

Landi, M.P., Galli, I., 1984. Introducción al manejo del campo natural en la provincia de Entre Ríos. INTA EEA Concepción del Uruguay. Boletín Técnico. Serie Producción Vegetal No. 24. 20.

Lara-Henao, W., Risio-Allione, L., Bogino, S., Bravo, F., 2018. Multilevel analysis of dendroclimatic series with the R-package BIOdry. PlosOne e0196923.

Lapegna, P., 2013. 'The Expansion of Transgenic Soybeans and the Killing of Indigenous Peasants in Argentina'. Societies Without Borders 8: 291–308

Leguizamón, A., 2014. Modifying Argentina: GM soy and socio-environmental change. Geoforum. 53, 149-160.

Lell, J. D., 2004. El Caldenal: una visión panorámica del mismo enfatizando en su uso. En: Arturi, M., Frangi, J., Goya, J. Ecología y manejo de los bosques de Argentina, UNLP, CD-Room.

Lerner, P., 2004. El Caldenar: dinámica de poblaciones de caldén y procesos de expansión de leñosas en pastizales. En: Arturi, M., Frangi, J., Goya, J. Ecología y manejo de los bosques de Argentina, UNLP, CD-Room.

Lerner, P., y Peinetti, R., 1996. Importance of predation and germination on losses from the seed bank of calden (*Prosopis caldenia*). Journal of Range Management. 147-150.

Lewis, J.P., Collantes, M., 1973. El espinal periestépico. Ciencia e Investigación. 29, 360-377.

Lewis, J.P., Noetinger. S., Prado D.E., Barberis I.M., 2004. Los remanentes de bosques del Espinal en el este de la provincia de Córdoba. Agromensajes, Fac. Cs. Agr., U.N.R. 13: 23-27.

Lewis, J.P., Pire, E.F., Barberis, I.M., Prado, D.E., 2006b. Los bosques del Espinal periestépico en las proximidades de la localidad de Coronda, provincia de Santa Fe (Argentina). Revista de Investigaciones de la Facultad de Ciencias Agrarias - UNR 6, 13-26.

Lewis, J.P., Noetinger, S., Prado, D., Barberis, I.M., 2009. Woody vegetation structure and composition of the last relicts of Espinal vegetation in subtropical Argentina. Biodiversity and Conservation 18, 3615–3628.

Lindenmayer, D., Hobbs, R. J., Montague Drake, R., Alexandra, J., Bennett, A., Burgman, M., ...,Driscoll, D., 2008a. A checklist for ecological management of landscapes for conservation. Ecology letters. 11(1), 78-91.

Lindenmayer, D.B., Cunningham, R.B., MacGregor, C., Crane, M., Michael, D., Fischer, J., ..., Manning, A., 2008b. Temporal changes in vertebrates during landscape transformation: a large scale "natural experiment". Ecological Monographs . 78, 567-590.

Luck G.W., 2005. An introduction to ecological thresholds. Biological Conservation. 124, 299–300.

Luti, R., Solís M., Gallera, F., Muller de Ferreyra, N., Brezal, M., Nores, M., Herrera, M., Barrera, J., 1979. Vegetación. En: Vázquez J.B., Miatello R.A. y Roque M.E. (eds.), Geografía Física de la Provincia de Córdoba. Boldt, Buenos Aires. 301-368.

Maldonado, F.D., Sione, W.F., Aceñolaza, P.G., 2012. Mapeo de desmontes en áreas de bosque nativo de la provincia de Entre Ríos, Argentina. Ambiência. 8, 523-532.

Manandhar, R., Odeh, I.O., Pontius Jr, R.G., 2010. Analysis of twenty years of categorical land transitions in the Lower Hunter of New South Wales, Australia. Agriculture, Ecosystems and the Environment. 135, 336-346.

Mastrangelo, M. E., 2018. Aproximaciones al estudio del comportamiento de los productores agropecuarios en el Chaco Seco. Ecología Austral. 28: 418-434.

Matteucci, S.D., 2012. Ecorregión Espinal. En: Morello, J., Matteucci, S.D., Rodríguez, A.F., Silva, M.E. (eds.), Ecorregiones y Complejos Ecosistémicos Argentinos. 349-390.

Matula, R., Svátek, M., y Řepka, R., 2014. The effect of fire exclusion on the structure and tree mortality patterns of a caldén (*Prosopis caldenia Burkart*) woodland in semi-arid Central Argentina. Journal of Arid Environments.100, 72-77.

Méndez, J.L., 2007. Primer inventario nacional de bosques nativos. Segunda etapa, inventario de campo de la región del espinal: Distritos del Caldén y Ñandubay. Anexo 1: Estado de conservación del Caldenal. Buenos Aires.

Medina, A., Dussart, E., Esterich, D., Morici, E., 2000. Reconstrucción de la historia del fuego en un bosque de *Prosopis caldenia* (Burk.) de Arizona, sur de la provincia de San Luis. Multequina. 9: 91-98

Medina, A., 2007. Reconstrucción de los regímenes de fuego en un bosque de Prosopis caldenia, Provincia de la Pampa, Argentina. Bosque. 28: 234-240.

Medina, A., 2008. Cicatrices de fuego en el leño de *Prosopis caldenia* en Luán Toro, provincia de La Pampa, Argentina. Bosque. 29(2): 115-119.

Milchunas, D.G., Lauenroth, W.K., 1993. Quantitative effects of grazing on vegetation and soils over a global range of environments. Ecological Monographs. 63, 327-366.

Minaverry, C. M., 2018. El derecho ambiental en la gestión de los bosques nativos (Espinal) en Argentina. Sociedad y Ambiente. 16, 157-177.

Ministerio de Agricultura Ganadería y Pesca, MinAgri., 2013. http://64.76.123.202/site/ganaderia/ovinos/02=Estadisticas/01=Indicadores%20Historicos/index.php.

Morello, J., 2004. El conocimiento sobre los bosques de Argentina, su manejo y su conservación: ¿Llegamos a tiempo? En Arturi, M. F., J. L. Frangi y J. F. Goya (eds.), Ecología y manejo de los bosques de Argentina, La Plata, Editorial de la Universidad Nacional de La Plata.

Morello, J, Matteucci, S.D., Rodríguez, A.F., Silva, M.E. (Eds.)., 2012. Ecorregiones y complejos ecosistémicos argentinos, Orientación Gráfica Editora, Buenos Aires.

Muñoz, J., Milera, S., Romero, C., Brizuela, A.B., 2005. Bosques nativos y selvas ribereñas en la provincia de Entre Ríos. INSUGEO. Misceláneas 14, 169–182.

Muradian, R., 2001. Ecological thresholds: a survey. Ecological Econnomics 38, 7–24.

Murgueitio, E., Ibrahim, M., 2008. Ganadería y medio ambiente en América Latina. En: Murgueitio, E., Cuartas, C., Naranjo, J.F. (eds.), Ganadería del futuro: investigación para el desarrollo. CIPAV, Cali Colombia. 19–40.

Murgueitio, E., Calle, Z., Uribe, F., Calle, A., Solorio, B., 2011. Native trees and shrubs for the productive rehabilitation of tropical cattle ranching lands. Forest Ecology and Management. 261, 1654-1663

Nosetto, M.D., Jobbágy, E.G., Brizuela, A.B., Jackson, R.B., 2012. The hydrologic consequences of land cover change in central Argentina. Agriculture, Ecosystems & Environment. 154, 2-11.

Noy-Meir, I., Mascó, M., Giorgis, M. A., Gurvich, D. E., Perazzolo, D., Ruiz, G., 2012. Estructura y diversidad de dos fragmentos del bosque de Espinal en Córdoba, un ecosistema amenazado. Boletín de la Sociedad Argentina de Botánica. 47(1-2), 119-133.

Ortiz, D., 2008. Distribución Histórica y Actual del Cardenal Amarillo (Gubernatrix cristata) en el Litoral Fluvial Argentino. Temas de la Biodiversidad del Litoral Fluvial Argentino III. 17: 121-126.

Oyarzabal, M., Clavijo, M., Oakley, L.J., Biganzoli, F., Tognetti, P., Barberis, I.M., Maturo, H.M, Aragón, R., Campanello, P.I., Prado, D.E., Oesterheld, M., León, R.J.C., 2018. Unidades de vegetación de la Argentina. Ecología Austral. 28, 40-63.

Peinetti, R., Pereyra, M., Kin, P., Sosa, A., 1993. Effects of cattle ingestion on viability and germination rate of caldén (*Prosopis caldenia*) seeds. Journal of Range Management. 46, 483-486.

Peltzer P.M., Lajmanovich R.C., Attademo A.M., Beltzer A.H., 2006. Anuran diversity across agricultural pond in Argentina. Biodiversity and Conservation. 15, 3499–3513.

Pengue, W.A., 2005. Transgenic crops in Argentina: the ecological and social debt. Bulletin of Science, Technology & Society. 25(4), 314-322.

Pengue, W.A., Altieri, M.A., 2005. La soja transgénica en América Latina. Una maquinaria de hambre, deforestación y devastación socio ecológica. Ecología política. (30), 87-94.

Peri, P.L., Bahamonde, H.A., Lencinas, M.V., Gargaglione, V., Soler, R., Ormaechea, S., Pastur, G.M., 2016. A review of silvopastoral systems in native forests of Nothofagus antarctica in southern Patagonia, Argentina. Agroforestry Systems 90, 933-960.

Piquer-Rodríguez, M., Butsic, V., Gärtner, P., Macchi, L., Baumann, M., Gavier-Pizarro, G., Volante, J.N., Gasparri, I.N., Kuemmerle, T., 2018. Drivers of agricultural land-use change in the Argentine Pampas and Chaco regions. Applied Geography. 91: 111–122

Plencovich, C., Coirini, R., Zapata, R., 2006. Funciones para la estimación de la producción aérea y económica de Acacia caven en un bosque nativo del Espinal entrerriano. I Jornadas de Bosque Nativo, La Paz, Entre Ríos.

Ponce, A. M., Grilli, G., Galetto, L., 2012. Frugivoría y remoción de frutos ornitócoros en fragmentos del bosque chaqueño de Córdoba (Argentina). Bosque (Valdivia), 33(1), 33-41.

Pulliam, H.R., 1988. Sources, sinks, and population regulation. American Naturalist. 132, 652-661.

Radford, J.Q., Bennett, A.F., 2004. Thresholds in landscape parameters: occurrence of the white-browed treecreeper Climacteris affinis in Victoria, Australia. Biological Conservation. 117, 375-391.

Radford J.Q., Bennett A.F., Cheers G.J., 2005. Landscape level thresholds of habitat cover for woodland-dependent birds. Biological Conservation. 124, 317-337.

Rey Benayas, J.M., 2012. Restauración de campos agrícolas sin competir por el uso de la tierra para aumentar su biodiversidad y servicios ecosistémicos. 11.

Reynero N., Coirini, O.R., Zapata, R., 2006. Contenido de carbono de un bosque nativo del Espinal entrerriano (Argentina). I Jornadas de Bosque Nativo, La Paz, Entre Ríos.

Ribichich, A.M., 2002. El modelo clásico de la fitogeografía de Argentina: un análisis crítico. Interciencia. 27(12), 669-675.

Risio-Allione, L., Bogino, S., Bravo, F. 2014. Aboveground and belowground biomass allocation in native *Prosopis caldenia Burkart* woodlands in the semi-arid Argentinean pampas. Biomass and bioenergy. 66: 249-260.

Risio-Allione, L., Lara-Henao, W., Bogino, S., Bravo, F. 2018. Aridity variations in the semiarid Argentinean Pampas: How they affect *Prosopis caldenia* growth at the edge of the world distribution area. Dendrochronologia. 50: 126-133.

Risio, L., Calama, R., Bogino, S.M., Bravo, F., 2016. Inter-annual variability in *Prosopis caldenia* pod production in the Argentinean semiarid pampas: A modelling approach. Journal of Arid Environments. 131, 59-66.

Rodríguez Eraso, N., Armenteras-Pascual, D., y Alumbreros, J. R., 2013. Land use and land cover change in the Colombian Andes: dynamics and future scenarios. Journal of Land Use Science. 8, 154-174.

Rodríguez López, S., Arias Toledo, B. y Galetto, L., 2015. Use of wood resources in central Argentina: a multivariate approach for the study of phytogeography and culture. Ethnobotany Research & Applications. 14:381-392.

Rollán-Martín, A., 2017. Plan dasocrático para el monte privado "Los Pisaderos" en la localidad de Villa Mercedes, San Luis, Argentina. Trabajo de fin de carrera, Universidad de Valladolid, España. 187.

Rozzi, R., 2001. Ética ambiental: Raíces y ramas latinoamericanas. Fundamentos de conservación biológica: Perspectivas latinoamericanas. 311-359.

Rozzi, R., 2012. Filosofía ambiental sudamericana: Raíces amerindias ancestrales y ramas académicas emergentes. Environmental Ethics. 34: 9-32.

Rozzi, R., 2013 Biocultural ethics: from biocultural homogenization toward biocultural conservation. En: Rozzi R., Pickett S., Palmer C., Armesto J., Callicott J. (eds). Linking Ecology and Ethics for a Changing World. Ecology and Ethics, vol 1. Springer, Dordrecht. 9-32.

Rozzi, R., Pickett, S. T., Palmer, C., Armesto, J. J., y Callicott, J. B., 2013. Linking ecology and ethics for a changing world. New York: Springer.

Sabattini, J.A., 2015. Land cover and land use changes of native forests categories: the case of the Atencio District, Argentina, in the period from 1984 to 2013. Forest Systems. 24(2), 028.

Sabattini, R.A., Wilson, M.G., Muzzachiodi, N., Dorsch, A.F., 1999. Guía para la caracterización de agroecosistemas del centro-norte de Entre Ríos. Revista Científica Agropecuaria. 3, 7-19.

Sabattini, R.A, Ledesma, S., Brizuela, A, Sabattini, JA, Fontana E, Diez JM, Muracciole B., 2009a. INFORME I. Zonificación de los bosques nativos en el Departamento La Paz (Entre Ríos) según las categorías de conservación. Presentado a Dirección General de Recursos Naturales de la Secretaria de la Producción del Gobierno de Entre Ríos. 21.

Sabattini RA, Ledesma S, Brizuela A, Sabattini JA, Fontana E, Diez JM, et al., 2009b. INFORME 2. Zonificación de los bosques nativos en el Departamento Federal (Entre Ríos) según las categorías de conservación. Presentado a Dirección General de Recursos Naturales de la Secretaria de la Producción del Gobierno de Entre Ríos. 20.

Sabattini RA, Ledesma S, Brizuela A, Sabattini JA, Fontana E, Diez JM, et al., 2009c. INFORME 3. Zonificación de los bosques nativos en el Departamento Feliciano (Entre Ríos) según las categorías de conservación. Presentado a Dirección General de Recursos Naturales de la Secretaria de la Producción del Gobierno de Entre Ríos. 20.

Sabattini RA, Ledesma S, Brizuela A, Sabattini JA, Fontana E, Diez JM, et al., 2009d. INFORME 4. Zonificación de los bosques nativos en el Departamento Villaguay (Entre Ríos) según las categorías de conservación. Presentado a Dirección General de Recursos Naturales de la Secretaria de la Producción del Gobierno de Entre Ríos. 30.

Sala O.E., Chapin F.S., Armesto J.J., Berlow E., Bloomdeld J., Dirzo R., Huber-Sanwald E., Huenneke L.F., Jackson R.B., Kinzig A., Leemans R., Lodge D.M., Mooney H.A., Oesterheld M., LeRoy Poff N., Sykes M.T., Walker B.H., Walker M., Wall D.H., 2001. Global Biodiversity Scenarios for the Year 2100. Science 287, 1770-1774.

Santoni CS, Jobbágy EG, Contreras S., 2010. Vadose transport of water and chloride in dry forests of central Argentina: the role of land use and soil texture. Water Resources Research. 46.

Sarasola, J.H., Bragagnolo, L.A., Sosa, R.A., 2005. Changes in woody plant structure in fire-disturbed caldén forest of the Parque Luro reserve, Argentina. Natural Areas Journal 25, 374-380.

Sarma, P.K., Lahkar, B.P., Ghosh, S., Rabha, A., Das, J.P., Nath, N.K., Dey, S. Brahma, N., 2008. Land-use and land-cover change and future implication analysis in Manas National Park, India using multi-temporal satellite data. Current Science. 95, 223-227.

SAyDS (Secretaría de Ambiente y Desarrollo Sostenible), 2006. Primer Inventario Nacional de Bosques Nativos. Informe regional Espinal (Segunda etapa).

SAyDS (Secretaría de Ambiente y Desarrollo Sostenible), 2007. Inventario de la región del Espinal, Formaciones de Caldén y Ñandubay - Segunda etapa del Primer Inventario Nacional de Bosques Nativos. Buenos Aires. 223.

SAyDS (Secretaría de Ambiente y Desarrollo Sostenible), 2011. Regiones Forestales. Producción Primaria 2009.

Schrag A.M., Canavelli S.B., Calamari N.C., Zaccagnini M.E., 2009. Influence of land use, climate and vegetation on bird species richness and composition in central Argentina. Agriculture, Ecosystems and the Environment. 132, 135-142.

Sione, S., Sabattini, R., Ledesma, S., Dorsch, A., Fortini, C., 2006. Caracterización florística y estructural del estrato arbustivo de un monte en pastoreo (Las Garzas, Entre Ríos). Revista Científica Agropecuaria. 10, 59-67.

Sosa, R.A., 2008. Efectos de la fragmentación del bosque de caldén sobre las comunidades de aves en el centro-este de La Pampa. Tesis Doctoral. Universidad de Buenos Aires.

Sosa, R. A., Benz, V. A., Galea, J. M., Poggio Herrero, IV., 2010. Efecto del grado de disturbio sobre el ensamble de aves en la reserva provincial Parque Luro, La Pampa, Argentina. Revista de la Asociación Argentina de Ecología de Paisajes . 1, 101-110.

Sosa, R. A., López de Casenave J., 2017. Edge effect on bird nest predation in the fragmented caldén (*Prosopis caldenia*) forest of central Argentina: an experimental analysis. Ecological Research. 32(2), 129-134.

Suárez, R.P., Zaccagnini, M.E., Babbitt, K.J., Calamari, N.C., Natale, G.S., Cerezo, A., Codugnello, N., Boca T., Damonte M.J., Vera-Candiot, J. y Gavier-Pizarro, G.I., 2016. Anuran responses to spatial patterns of agricultural landscapes in Argentina. Landscape Ecology. 31, 2485-2505.

Stritzler, N.P., Petruzzi, H.J., Frasinelli, C.A., Veneciano, J.H., Ferri, C.M., y Viglizzo, E.F., 2007. Variabilidad climática en la Región Semiárida Central Argentina. Adaptación tecnológica en sistemas extensivos de producción animal. Revista argentina de Producción Animal. 27, 111-123.

Speer, J., 2010. Fundamentals of tree-ring research. The University of Arizona Press, Tucson, UEA.

Svátek, M., Rejžek, M., Kvasnica, J., Řepka, R., Matula, R,. 2018. Frequent fires control tree spatial pattern, mortality and regeneration in Argentine open woodlands. Forest Ecology and Management 408 (Supplement C). 129-136.

Tapia, A.H., Dussart, E., 2013. Aportes de la dendrocronología al estudio de la evolución del caldenar pampeano durante la ocupación ranquelina. Revista del Museo de La Plata, sección Antropología. 13 (87): 361-364.

Tasi H.A.A., Bedendo, D.J., 2008. Aptitud agrícola de las tierras de la provincia de Entre Ríos. Estación Experimental Agropecuaria Paraná. Serie Extensión 47 ISSN 0325- 8874.

Tjallingii, S.P., 2000. Ecology on the edge: landscape and ecology between town and country. Landscape Urban Plan. 48, 103–119.

Trillo, C., Arias Toledo, B., Galetto, L., Colantonio, S., 2010. Persistence of the use of medicinal plants in rural communities of the western arid Chaco (Córdoba, Argentina). The Open Complementary Medicine Journal. 2: 80-89.

Trillo, C., Colantonio, S., Galetto, L., 2014. Perceptions and use of native forests in the arid Chaco of Córdoba, Argentina. Ethnobotany Research & Applications. 12: 497-510.

Trisurat, Y., Alkemade R., Verburg P.H., 2010. Projecting land-use change and its consequences for biodiversity in Northern Thailand. Environmental Management. 45, 626-639.

Torres Robles, S.S., Tur, N.M., 2006. Los talares en la provincia de Buenos Aires. En: A. Brown, U.Martínez O., M. Acerbi y J. Corcuera (eds.). La Situación Ambiental Argentina 2005. Fundación Vida Silvestre Argentina, Buenos Aires. 246-250.

Velasco-Sastre, T., Vergarechea, M., Tapia, A., Dussart, E., Leporati, J. Bogino, S., 2018. Growth dynamics and disturbances along the last four centuries in the Prosopis caldenia woodlands of the Argentinean pampas. Dendrochronologia. 47: 58-66.

Verga, E G., Sánchez Hümöller, H.L., Peluc, S.I., Galetto, L., 2017. Forest fragmentation negatively affects common bird species in subtropical fragmented forests. Emu-Austral Ornithology.117(4), 359-369.

Verga, E.G., Peluc, S.I., Landi, M., Galetto, L., 2018. Variaciones espacio-temporales en la abundancia relativa de alimento potencialmente consumido por aves en bosques fragmentados de Córdoba. Ecología Austral. (en prensa).

Viglizzo, E.F., Frank, F.C., 2006. Ecological interactions, feedbacks, thresholds and collapses in the Argentine Pampas in response to climate and farming during the last century. Quaternary international. 158: 122-126.

Viglizzo, E.F., Frank, F.C., Carreño, L.V., Jobbagy, E.G., Pereyra, H., Clatt, J., Pincén, D. y Ricard, M.F., 2011. Ecological and environmental footprint of 50 years of agricultural expansion in Argentina. Global Change Biology. 17, 959-973.

Villamil, M.B., Amiotti, N.M., y Peinemann, N., 2001. Soil degradation related to overgrazing in the semi-arid southern Caldenal area of Argentina. Soil Science. 166(7), 441-452.

Viña, A., Cavelier, J., 1999. Deforestation rates (1938-1988) of tropical lowland forest on the Andean foothills of Colombia. Biotropica. 31, 31-36.

Vivalda, F., Bogino, S., Dussart, E., 2014. Fire impact on the structure and dynamic of *Prosopis caldenia* woodlands in the Argentinean pampas. Oral presentation. XXIV IUFRO World Congress. Salt Lake, Utah, EUA. 5-12 octubre 2014.

Weyland, F., Zaccagnini, M.E., 2008. Efecto de las terrazas sobre la diversidad de artrópodos caminadores en cultivos de soja. Ecología Austral. 18, 357-366.

Zamar, J.L., Alessandría, E.E., Abril, E.G., 2006. Reducción y fragmentación de bosques de la región del espinal en la cuenca Rafael García-Lozada, Córdoba. Libro de Resúmenes Primeras Jornadas Nacionales de Protección y Manejo Sostenible del Bosque Nativo. 26, 27-33.

Zamora Aray, T. K., 2018. Entrevista a Tibisay Kunadamy Zamora Aray, alumna indígena de la UNNE. Universidad, Página 12, Buenos Aires.

Zarrilli, A.G., 2016a. Un nuevo paradigma en la producción forestal Argentina. De la explotación y crisis del bosque nativo a la implantación masiva (1960-2000). Estudios Rurales. 6(11), 154-183.

Zarrilli, A.G., 2016b. Ambiente, producción y mercado. El impacto transformador en una economía periférica, el Gran Chaco Argentino en el siglo XX. Revista Internacional de Ciencias Sociales. 35, 121-139.

Zarrilli, A.G., 2016c. Transformaciones ambientales y producción agroforestal: El Gran Chaco Argentino en el siglo XX. Revista História: Debates e Tendências. 16(1), 53-71.

10

Parque Chaqueño

Autores

Miguel Sarmiento[1]; Miguel Brassiolo[1]; María G. Senilliani[1]; Carlos Kunst[2]; Marcelo Navall[2]; Sebastián Kees[3]; Carlos Gómez[3]; Dardo R. López[4]; Carlos Carranza[4]; Francisco Alaggia[4]; Leonardo Galetto[5], C. Torres [5]; W. Cassino[6], L. Carignano[7] y P. D'Angelo[8]

[1]Facultad de Ciencias Forestales, Universidad Nacional de Santiago del Estero. [2]Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria (INTA EEA Santiago del Estero). [3]Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria, Estación Forestal Plaza Saenz Peña. [4]Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria, Estación Forestal Villa Dolores (EEA Manfredi). [5]Facultad de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales, Universidad Nacional de Córdoba e IMBIV (UNC-CONICET). [6]Nodo Norte de la Dirección Nacional de Bosques. Secretaría de Ambiente y Desarrollo Sustentable de la Nación. [7]Unidad Ejecutora Local del Proyecto Bosque Nativo y Comunidad. [8]Profesional independiente.

Resumen

Este capítulo centra su enfoque en el Parque Chaqueño. Se presentan sus grandes unidades de paisaje y una muy breve descripción del bosque ya que en otros capítulos se aborda de manera más detallada esa descripción, incluyendo aspectos climáticos y de relieve, entre otras cosas. El mismo se orienta luego a la descripción de las prácticas de manejo tradicional del bosque a escala provincial y de región, presentándose el manejo forestal tradicional como obtención de productos del bosque (postes, durmientes, leña). Se describe, además, la otra forma tradicional de usar el monte del parque chaqueño con actividades relacionadas a la ganadería en sus aspectos históricos (ganadería a campo abierto) y más actuales (sistemas silvopastoriles). En otro punto importante de este capítulo se ofrecen descripciones de esas actividades forestales y ganaderas y su influencia en los demás componentes del bosque. Esto es, cómo esas actividades

han influido de manera positiva o negativa en el componente biodiversidad, suelo, agua, carbono, etc. Más adelante en este capítulo se presentan las propuestas de una nueva silvicultura acompañada de nuevos paradigmas de manejo tales como un manejo sostenible de sistemas complejos que integra escalas espaciales, resiliencia y manejo adaptativo. Se presenta también un apartado referido a particularidades del manejo de bosques con ganadería integrada (MBGI) en ecosistemas del Chaco Seco. Con respecto al Chaco Semiárido se plantea un manejo silvopastoril apuntando a la recuperación mediante el uso del bosque. También se presentan estrategias de manejo en el Chaco Húmedo. Otro apartado se orienta a la recuperación de áreas forestales degradadas mediante implantaciones con algarrobo blanco. También como herramientas noveles de silvicultura se presenta un planteo orientado a responder a las alternativas de aprovechamiento de los montes nativos del Parque Chaqueño referidos por ejemplo al stock maderero, balance del monte desde el punto de vista contable, ejemplares a extraer e intensidad de aprovechamiento, entre otros. También, hacia el final del capítulo, se ofrecen resultados de análisis de reclutamiento y mortalidad de las principales especies arbóreas del Chaco Semiárido como instrumento de generación de información para la toma de decisiones. Acompañan a este capítulo una serie de boxes con información complementaria a lo presentado en el mismo.

10.1 Introducción

Este capítulo tiene la finalidad de sintetizar los conocimientos y tecnologías asociados a la silvicultura de los bosques de la región fitogeográfica chaqueña. Primero se introducen las grandes características de la región y sus sub-regiones, y luego se abordan los aspectos silviculturales y de dinámicas complejas y manejos. Los aspectos que se abordan de silvicultura y manejo silvopastoril abarcan desde escala de individuo, rodal o lote, escala predial, hasta escala de paisaje y regional. Así, se presentan los principales conocimientos científicos-técnicos relacionados al manejo de rodales y predios, como también aspectos conceptuales-metodológicos sobre enfoques ecológicos-productivos y socio-ecológicos que integran múltiples escalas espacio-temporales. Estos últimos pretenden aportar herramientas integradores y trans-disciplinarios que permitan ordenar y planificar paisajes y predios sostenibles basados en un manejo adaptativo y gestión de la resiliencia. Finalmente, se identifican áreas vacantes del conocimiento científico-técnico y aspectos de gestión y políticas sobre las cuales es necesario avanzar o profundizar tanto la ciencia, silvicultura argentina como las instituciones gubernamentales y legislativas.

10.2 Grandes unidades de paisaje y descripción del bosque nativo. Principales tipos forestales

La región chaqueña se extiende por Argentina, Bolivia y Paraguay (figura 10.1). En nuestro país, el Chaco limita al sur con la región pampeana, con el Espinal y hacia este con el Monte.

El clima de la región se define como subtropical, con régimen monzónico de lluvias y temperaturas medias anuales que oscilan entre los 19 °C y 20 °C, con heladas en número variables (Boletta, 1989). Una característica importante es la variabilidad en las lluvias, entre estaciones y años (figura 10.2).

El Chaco es una inmensa planicie sedimentaria, siendo el material originario de sus suelos y su geomorfología de origen fluvial generada por los ríos Dulce, Salado, Pilcomayo y Bermejo (fig. 10.1). La divagación de sus aguas se manifiesta en el paisaje por los albardones, interfluvios y paleocauces descritos en diversos estudios (Peña Zubiate *et al*., 1978; Bucher, Krohling *et al*., 1999 citados por Kunst *et al* 2008). El agua de las inundaciones de los ríos es suplementada por las precipitaciones, cuando estas ocurren por arriba del promedio. La escasa pendiente del Chaco genera escurrimiento lento y acumulación en los bajos.

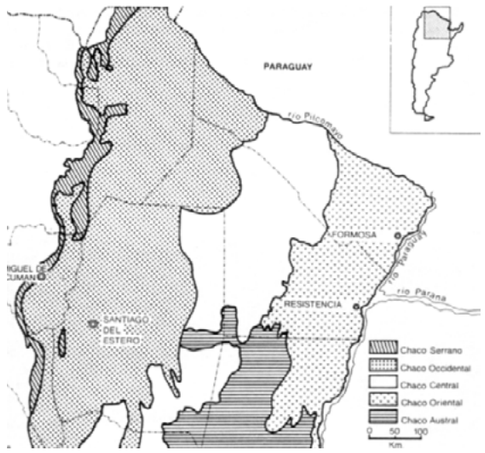


Figura 10.1. El Chaco argentino a tres niveles de percepción: subregiones (Morello, 1970), sitios ecológicos y fisonomías de vegetación asociadas.

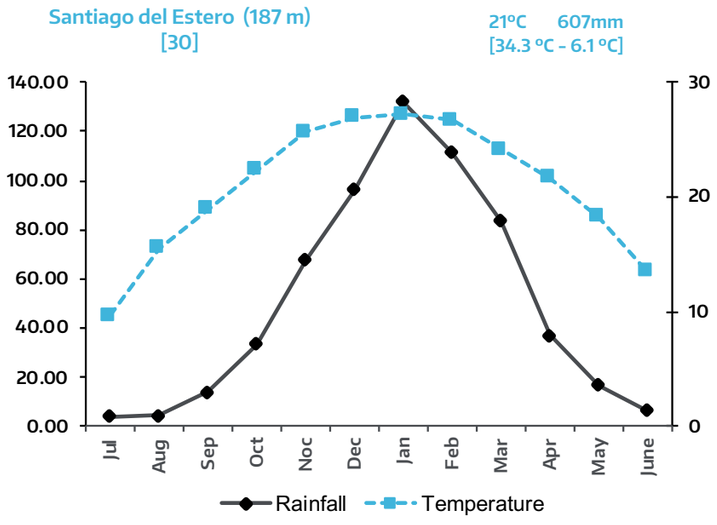




Figura 10.2.
Características del clima de la región chaqueña occidental: isohietas e isotermas de la región, climodiagrama de Santiago del Estero y registro de lluvias en el Campo Experimental 'La María', 1924-2016

Los suelos del Chaco occidental pertenecen a los órdenes Mollisol y Aridisol, pero se presentan también grandes superficies con suelos salinos. Los excesos de agua generan mayor biomasa de pastos, lo que está directamente asociado a fuegos recurrentes (Kunst *et al.,* 2008). Una serie de perturbaciones operó y opera todavía hoy a nivel de campo en la región chaqueña, generando paisajes y fisonomías vegetales característicos (Jacques, 1857, Hieronymus, 1874, Morello y Saravia Toledo, 1959, citados por Kunst *et al.,* 2008).

Dentro del Chaco Seco se pueden distinguir tres subregiones, según sus condiciones climáticas y fisiográficas (Torrella y Adámoli 2006):

El Chaco Semiárido es la más extensa, pues ocupa el oeste de Chaco y Formosa, casi la totalidad de Santiago del Estero, el este de Salta y Tucumán, y parte del norte de Córdoba. Es en esta subregión donde el bosque chaqueño encuentra su mayor expresión por la continuidad y la extensión de la masa boscosa. Este bosque, xerófilo y semicaducifolio, antes de ser intervenido por el hombre contaba con un estrato superior que superaba los 20 m dominado por el quebracho colorado santiagueño (Schinopsis quebracho-colorado) y el quebracho blanco (Aspidosperma quebracho-blanco). En el límite oriental de la ecorregión, estas especies coexisten también con el quebracho colorado chaqueño (*Schinopsis balansae*), en lo que se conoce como el "bosque de los tres quebrachos". En el centro u oeste del Chaco Seco aparece también el palo santo (*Bulnesia sarmientoi*), aunque generalmente en suelos deprimidos. El quebracho colorado santiagueño, que delimita tradicionalmente el Chaco Semiárido con su distribución, es, sin duda, una de las especies más emblemáticas de la región. Es, además, una de las especies que fue más afectada por la acción del hombre, a través de la explotación forestal de carácter minero, lo que llevó a una drástica reducción de sus poblaciones. Integran el bosque chaqueño también otros árboles más bajos como el mistol (*Ziziphus mistol*), de frutos comestibles, el palo cruz (*Tabebuia nodosa*),

una gran variedad árboles y arbustos, con una importante presencia de algarrobos (*Prosopis* sp.) que se ven favorecidos por la extracción forestal y la ganadería, y la carandilla (*Trithinax biflabellata*), que tiene un importante papel en la propagación de incendios.

Por su parte, el Chaco Serrano forma la mayor parte del límite oeste de la región, que en este tramo limita con las Yungas y el Monte, y ocupa sectores de las provincias de Salta, Tucumán, Catamarca, La Rioja, San Luis y Córdoba. Está formado por elementos de las Sierras Pampeanas y las áreas más bajas de las Sierras Subandinas. En el extremo occidental del Chaco Semiárido las sierras constituyen una barrera orográfica para los vientos húmedos del este, lo que provoca mayores precipitaciones en las laderas orientales y climas más secos hacia el oeste. Este factor y la variación térmica asociada a la altura establecen particulares condiciones climáticas que determinan el desarrollo de la vegetación. En general, el bosque serrano está dominado por el horco-quebracho (*Schinopsis hanckeana*), junto con el molle de beber (*Lithrea molleoides*), especialmente en el sur, y por gran cantidad de cactáceas y leguminosas espinosas en el norte. En el estrato arbustivo y herbáceo aparecen varias especies de otros distritos biogeográficos. A mayor altitud, el bosque es reemplazado por pastizales o estepas graminosas con predominio de especies de los géneros Stipa y Festuca. El mismo juega, posiblemente, un rol importante en la conectividad norte-sur entre los distintos sectores de Yungas.

Finalmente, el Chaco Árido ocupa el sudoeste de la región: el este de Catamarca y La Rioja, el norte de San Luis, el noroeste de Córdoba y el sudoeste de Santiago del Estero. Está prácticamente rodeado por sierras, lo que le confiere características particulares ya que, al actuar como barrera, restringe fuertemente las precipitaciones en esta subregión. Las cuencas que se forman son autóctonas y endorreicas (no desagotan agua fuera de la región), y la evapotranspiración es superior al aporte de agua. Esto origina un fuerte proceso de evaporación, que saliniza los suelos y llega a formar salinas. De hecho, las Salinas Grandes, que ocupan 8.400 km^2 en Catamarca, Córdoba, La Rioja y Santiago del Estero, son las mayores del país. La salinidad de los suelos condiciona la vegetación y, según las condiciones particulares, se encuentran distintos tipos de arbustales, muchas veces dominados por el jume (*Suaeda* sp. y *Allenrolfea* sp.), con presencia de elementos más típicos de la ecorregión del Monte, tales como las jarillas (*Larrea* sp.). En los suelos altos menos salinos aparece el bosque xerófilo característico de la región, incluso con el quebracho colorado santiagueño.

La ganadería y el aprovechamiento maderero son y han sido las principales actividades productivas asociadas a los bosques del Chaco. Décadas de sobreuso ganadero-forestal en interacción con sequías recurrentes y/o incendios, han generado una gama de diferentes estados de modificación del bosque nativo, promoviendo la pérdida de biodiversidad y productividad forestal de la región. Posteriormente, y a partir de los tiempos iniciales de la conquista, comenzó a actuar el ganado doméstico, cuyo efecto se mantiene hasta hoy. A partir de fines del siglo XIX, la vegetación nativa es influenciada por el aprovechamiento forestal. Las fisonomías vegetales originales dejan de notarse debido a la homogeneización, originando grandes áreas dominadas por especies leñosas. Las especies vegetales pierden su condición de indicadoras. Para evitar errores en la planificación de establecimientos utilizando la vegetación, es preferible sectorizar un establecimiento en sitios ecológicos (definidos por tipo de suelo, ubicación en el paisaje, vegetación potencial, entre otros, ver

cuadro 3) y no en base a fisonomías vegetales (Kunst *et al*., 2015). La consecuencia práctica de la existencia de los sitios ecológicos es que las comunidades leñosas son irregulares en el tiempo (diversas edades y especies) y en el espacio: sus individuos presentan un patrón agregado. Este hecho tiene suma importancia en los inventarios forestales y en la planificación de actividades a nivel de establecimiento.

10.3 Beneficios y compensaciones respecto a ecosistemas de referencia

Antes de comenzar con temas como beneficios y compensaciones respecto a ecosistemas de referencia y la biodiversidad, estructura forestal, microclima, ciclos naturales y servicios ecosistémicos, es necesario presentar algunos conceptos.

Biodiversidad y silvicultura

Los efectos de las prácticas silvícolas en los ecosistemas pueden ser de diferentes aspectos. La biodiversidad es un concepto complejo porque los atributos (composicional, estructural y funcional) están interconectados y tienen propiedades intrínsecas a cada nivel de organización y también propiedades emergentes (Galetto y Torres, 2015). La biodiversidad es dinámica porque sus componentes, estructuras y funciones cambian (naturalmente o por perturbaciones antropogénicas) en múltiples escalas temporales y espaciales. La biodiversidad en el Parque Chaqueño se puede caracterizar por sus componentes (por ejemplo, especies o géneros de plantas presentes, diferentes comunidades o unidades fisonómicas, etc.) o bien sobre su estructura (abundancias de las distintas especies, dominancia, estratos del bosque, etc.). Considerando lo anteriormente expuesto, se podría presentar un concepto de biodiversidad como el siguiente: *La biodiversidad es el sistema complejo de componentes (genes, especies, comunidades, ecosistemas y paisajes), estructuras y procesos (evolutivos, ecológicos e históricos) que cambia en múltiples escalas espaciales y temporales* (Galetto y Torres, 2015). Teniendo en cuenta esta definición amplia de biodiversidad, se puede deducir que cuando se hace referencia, por ejemplo, a la *diversidad funcional de las plantas leñosas del Parque Chaqueño,* se pretende representar un sistema complejo de componentes, estructuras y procesos que cambian en múltiples escalas espaciales y temporales. Las implicancias de tener en mente esta definición de biodiversidad se ponen de manifiesto en determinadas situaciones. Por ejemplo, cuando desaparece un sistema en particular (bosque) a causa del avance de la frontera agropecuaria), no sólo se pierde el componente (superficie de bosque), sino también los elementos incluidos en niveles de organización inferiores (especies, géneros y familias de distintos grupos de organismos) También se pierden sus relaciones estructurales (abundancias, dominancia) y las interacciones funcionales (polinización, dispersión, herbivoría). Además cambia la fisonomía del paisaje, la estructura genética de las poblaciones y la estructura de hábitat de las especies (por ejemplo, cambia el dosel que proveía alimento o refugio para especies animales). En consecuencia, se pierden servicios ecosistémicos para los humanos cuando se pierden algunos de estos procesos ecológicos. Si no se piensa en definiciones amplias y complejas como *bosque*, *ecosistema* o *biodiversidad*, es casi imposible restaurar un bosque y los beneficios que de ellos se obtenían. La restauración ecológica nunca será completa si se desconoce el atributo funcional de la biodiversidad, puesto que un ecosistema incluye procesos ecológicos, evolutivos e históricos, complejos e irrepetibles que le dieron origen y constituyen su biodiversidad.

Diversidad funcional en plantas leñosas del Parque Chaqueño

En general, todos los biomas de la tierra están enfrentando una destrucción considerable de hábitats naturales por actividades humanas, determinando una crisis global para la conservación de la biodiversidad (Laurance *et al*., 2002; Henle *et al*., 2004). Esta situación también está ocurriendo en Sudamérica y en particular en el Parque Chaqueño (Zak *et al*., 2008; Grez y Galetto, 2011; Hoyos *et al*., 2013; Torrella *et al*., 2013; Cáceres, 2015; Piquer Rodríguez *et al*., 2015). La pérdida y fragmentación de hábitats naturales determina la reducción de las poblaciones locales de diferentes especies de organismos y un mayor aislamiento entre ellas. Sin embargo, la respuesta de las interacciones de plantas y animales frente a acelerados los cambios ambientales puede variar, dependiendo de las características de los organismos involucrados y su relación con los procesos reproductivos, demográficos y de su dispersión. Asimismo, una revisión de los estudios realizados en América Latina sobre el proceso de pérdida de hábitats naturales y su fragmentación, particularmente de los bosques, mayormente evalúan efectos sobre la diversidad analizando atributos composicionales y no estructurales o funcionales (Grez y Galetto, 2011).

Ciclo del agua

En zonas áridas y semiáridas, el agua es el factor limitante por excelencia: controla la entrada de materia orgánica y determina la producción anual de las plantas (García *et al*., 1997). La distribución horizontal y vertical del agua en el suelo no es homogénea y varía en el tiempo. Esta variabilidad depende del microrelieve, de la vegetación presente y de las propiedades del suelo como estructura, contenido de materia orgánica y la textura. El sitio ecológico y el micrositio son factores clave para comprender el ciclo del agua y los procesos como la infiltración y el escurrimiento.



(Foto: Cyntia Cavilla).

10.4 Manejo tradicional o histórico

10.4.1 Manejo forestal tradicional

La explotación forestal durante el período 1900-1950 en la región del Parque Chaqueño tuvo como objetivo principal la obtención de postes, durmientes, leña y la elaboración de carbón, en distintas proporciones. Mediante este criterio se realiza la extracción de los mejores árboles que estén en dimensiones según su destino final (aserrado, postes, carbón) dejando en el bosque árboles maduros que no se extraen por su mal estado sanitario, árboles en competencia y otros individuos no deseables. El ritmo de la extracción supera a las tasas de regeneración y crecimiento por lo que cada vez se extraen individuos más chicos (Kunst *et al*, 2008). La modalidad de manejo podría denominarse como extractiva minera, cambiando el lugar de explotación cada vez que se terminaba la disponibilidad de especies importantes desde un punto de vista comercial y sus diámetros rentables. Una de las principales especies aprovechadas en ese período era el quebracho colorado, por su utilización para durmientes y extracción de tanino (Dargoltz, 2018). Este tipo de extracción va en desmedro de la calidad genética y de la sustentabilidad de la población por dejar a los individuos más susceptibles a enfermedades y débiles en general (Navall, 2008). Debido a que el movimiento de carros y "zorras" utilizadas para "rodear" los productos forestales se hacía a tracción a sangre, los obrajes no estuvieron ausentes de pastoreo y sobrepastoreo. En 1960-70, con la creación de la Facultad de Ciencias Forestales de la Universidad Nacional de Santiago del Estero (FCF UNSE) y en base a datos de campo, el ciclo de recuperación de la oferta de madera en función del crecimiento anual de especies nativas se estableció en 30 años. Según Gadow *et al.* (2013), el manejo de los bosques irregulares mediante criterios sostenibles próximos a la naturaleza y basados fundamentalmente en el mantenimiento permanente de una cubierta forestal, es una alternativa a los sistemas de manejo forestal de turno de corta. Estos sistemas aplican ciclos repetitivos de silvicultura (plantación o regeneración natural, habitualmente claras u otros tratamientos de mejora, y una corta final) caracterizados por la existencia de una edad determinada de corta final o turno, repitiéndose entonces el mismo esquema de forma sucesiva. A medida que aumenta la importancia de los sistemas de manejo de cubierta forestal continua en muchas partes del mundo, se incrementa el interés en evaluar escenarios alternativos para ecosistemas de bosques irregulares mixtos. El reto más importante es el de aplicar sistemas de corta con una base científica (Gadow *et al*., 2004). Los aprovechamientos han de seguir unas normas sencillas que aseguren que siempre se mantendrá una cantidad suficiente de madera con interés económico para futuras cortas. Los aprovechamientos insostenibles, basados en intereses puramente comerciales, producen la degradación de los ecosistemas y la destrucción de sistemas socio-ecológicos previamente estables.

Asimismo, en zonas más áridas del Parque Chaqueño, el avance de la frontera agropecuaria ha generado la pérdida de grandes superficies de bosques nativos (Torrella y Adámoli, 2006; Hoyos *et al*., 2013). Hasta el siglo XIX los bosques de gran parte del Chaco Seco fueron sometidos al uso pastoril extensivo (ej. Chaco árido de Córdoba) (Assadourian, 1983; Tell, 2008; Punta, 2009). En este escenario de utilización de los recursos, las formaciones naturales que fueron significativamente modificadas estaban restringidas a sitios con acceso al agua y por ende con población local, indígena y luego criolla. En contraste, durante el siglo XX, al igual que en el resto del gran Chaco, el bosque del Chaco Seco fue sometido a una explotación forestal drástica y masiva, forzada por un creciente sistema capitalista extra-regional (Silvetti, 2012). Además, en parte del Chaco Árido, a mediados del siglo XX, la posibilidad de riego con agua superficial provocó el desmonte y la expansión de la frontera agrícola a expensas del bosque nativo, en áreas muy restringidas, a la manera de "oasis de riego". En otros sectores, la explotación forestal de re-hache con baja intensidad fue la estrategia productiva predominante, manteniéndose el uso pastoril bovino tradicional en predios grandes y uso ganadero mixto bovino-caprino en puestos de las grandes estancias y predios de pequeños productores. Desde 1990, la posibilidad de riego con aguas profundas provocó nuevamente la expansión de la frontera agrícola a expensas del bosque nativo en el extremo sur de la Región Chaqueña, todavía en extensiones no demasiado significativas, pero muchas veces afectando a los mejores bosques de la región. Mientras tanto, en el resto del territorio y ahora sí afectando superficies significativas, se produjo una intensificación ganadera predominantemente mediante inversiones extra-regionales, que provocó desmontes selectivos y siembra de pasturas introducidas (Carranza y Ledesma, 2005; Carranza, 2009; Silvetti, 2012; Carranza y Ledesma, 2013). Este último avance sobre áreas boscosas, fue el más determinante en cuanto a la superficie afectada y al impacto sobre las formas tradicionales de uso. Además de producir cambio de uso del suelo de amplias extensiones, el sobreuso ganadero-forestal afectó significativamente la estructura y el funcionamiento de los bosques chaqueños remanentes, comprometiendo en muchos casos su sustentabilidad en el tiempo y por ende la provisión de bienes y servicios ecosistémicos (Torrella y Adámoli, 2006; Hoyos *et al*., 2013).

10.4.2 Manejo forestal a nivel rodal en el Chaco Semiárido

De acuerdo con Brassiolo *et al*., (2009) la posibilidad de aplicación de las diferentes variantes silviculturales depende de los objetivos de producción y del estado actual del bosque. Los parámetros decisivos para la determinación del manejo adecuado son: (i) la posibilidad de un aprovechamiento actual expresado en la cantidad de árboles comercializables maduros. La densidad mínima para justificar la posibilidad de un aprovechamiento actual es de 5 árboles comercializables maduros/ha para el Chaco semiárido y de 10 árboles comercializables maduros/ha para el Chaco húmedo; (ii) el potencial de producción a mediano y largo plazo, expresado en la cantidad de árboles futuros. La densidad mínima requerida para asegurar la futura producción del bosque es de 50 árboles futuros/ha para el Chaco semiárido y de 100 árboles futuros/ha para el Chaco húmedo. En figura 10.3 se presenta el modelo para la determinación del manejo silvicultural adecuado.

Bosque aprovechable vital (con árboles futuros): Esta es una situación buena para el manejo forestal, ya que se puede aprovechar madera y la productividad futura del bosque está asegurada por una densidad adecuada de árboles futuros. En esta situación es aplicable un sistema de conversión mediante "Selección de árboles de futura cosecha" o un sistema de conversión mediante "Aprovechamiento según diámetro mínimo de corta".´

Bosque aprovechable sobremaduro (sin árboles futuros): Este tipo de bosque tiene suficiente potencial de aprovechamiento actual, pero posee un bajo potencial de aprovechamiento futuro (<50 árboles futuros/ha para el Chaco semiárido o <100 para el Chaco húmedo). En esta situación característica de bosques sobremaduros, se debe aprovechar la madera de los árboles maduros y a la vez implementar medidas para aumentar el número de los árboles futuros. En esta situación las variantes de manejo aplicables son un sistema de conversión mediante "Enriquecimiento" (o favoreciendo la regeneración natural mediante clausuras después del aprovechamiento de los árboles comercializables maduros) o un "Aprovechamiento según diámetro mínimo de corta".

Bosque en regeneración: En este caso existe un número suficiente de árboles futuros, pero un número insuficiente de árboles comercializables maduros. Esto es una situación que se encuentra frecuentemente en regiones con anteriores sobreexplotaciones del bosque nativo. El volumen cosechable a corto plazo es muy limitado. En esta situación las variantes de manejo aplicables son un sistema de conversión mediante "Selección de árboles de futura cosecha" con limitaciones en la cosecha de los árboles maduros o un "Aprovechamiento según diámetro mínimo de corta" con una tasa de cosecha limitada.

Bosque fuertemente degradado: En estos bosques faltan tanto los árboles comercializables maduros como los árboles futuros. Esta situación es el resultado de sobreexplotaciones continuas, muchas veces en combinación con una alta presión ganadera sobre la regeneración del bosque. La recuperación de estos bosques es a largo plazo. En esta situación las variantes de manejo son el enriquecimiento o raleo de liberación de árboles de futura cosecha. Se recomienda determinar la existencia de árboles de futura cosecha en el bosque antes de hacer plantaciones de enriquecimiento. Los enriquecimientos conllevan costos relativamente altos al igual que el riesgo de pérdidas de la plantación.

Descripción de los sistemas silviculturales

Selección de árboles de futura cosecha

La "selección de árboles de futura cosecha" forma parte de los sistemas de conversión de bosques nativos sin manejo, en bosques nativos manejados. El concepto fundamental es mejorar las condiciones de crecimiento de los mejores individuos (designados como árboles de futura cosecha) en el rodal. Después de la selección de los árboles de futura cosecha, se favorece su desarrollo mediante la regulación de la competencia. Para ello se deben eliminar los individuos que compiten directamente con los árboles de futura cosecha. Los árboles de futura cosecha en un bosque irregular se seleccionan entre individuos de todas las clases diamétricas a partir de un DAP de 5 cm, considerando que a partir de este diámetro los árboles están establecidos. La cantidad mínima y la cantidad ideal de árboles de futura cosecha por hectárea se derivaron de experiencias hechas en bosques de estructura semejantes a los del Chaco (Grulke, 1994). Para aprovechar el potencial natural de crecimiento se recomienda para el Chaco semiárido una cantidad mínima de 50 y una cantidad ideal de 80 a 100 árboles de futura cosecha por ha. En el caso de bosques de la subregión Chaco húmedo la cantidad mínima son 100 árboles futuros por ha, siendo la cantidad ideal 150 a 200 árboles de futura cosecha por hectárea.

Las intervenciones deben mantener la estructura irregular del bosque. Para lograr esto, tradicionalmente se orientaban las intervenciones según una curva de distribución ideal, la cual se utilizaba como guía para definir las clases diamétricas donde se debía intervenir. Esto en la práctica resultaba tan complicado que por lo general no se realizaba y las cortas se concentraban en la extracción de los mejores ejemplares. Con el manejo de los árboles de futura cosecha, al seleccionar ejemplares de todas las clases diamétricas, a partir de 5 o 10 cm de DAP según el estado del bosque, se retiran árboles de todas las clases diamétricas mejorando la eficiencia de las intervenciones e imitando los procesos naturales de bosques nativos.

El uso de una curva de distribución ideal, se reservará en este caso para el control de las intervenciones a fin de realizar ajustes en las diferentes rotaciones, si se estima necesario. Las actividades de manejo de la regeneración, los raleos y la cosecha de árboles maduros deben ser realizados de manera simultánea como se muestra en la figura 10.4 tratando de mantener la distribución diamétrica de "J-invertida".

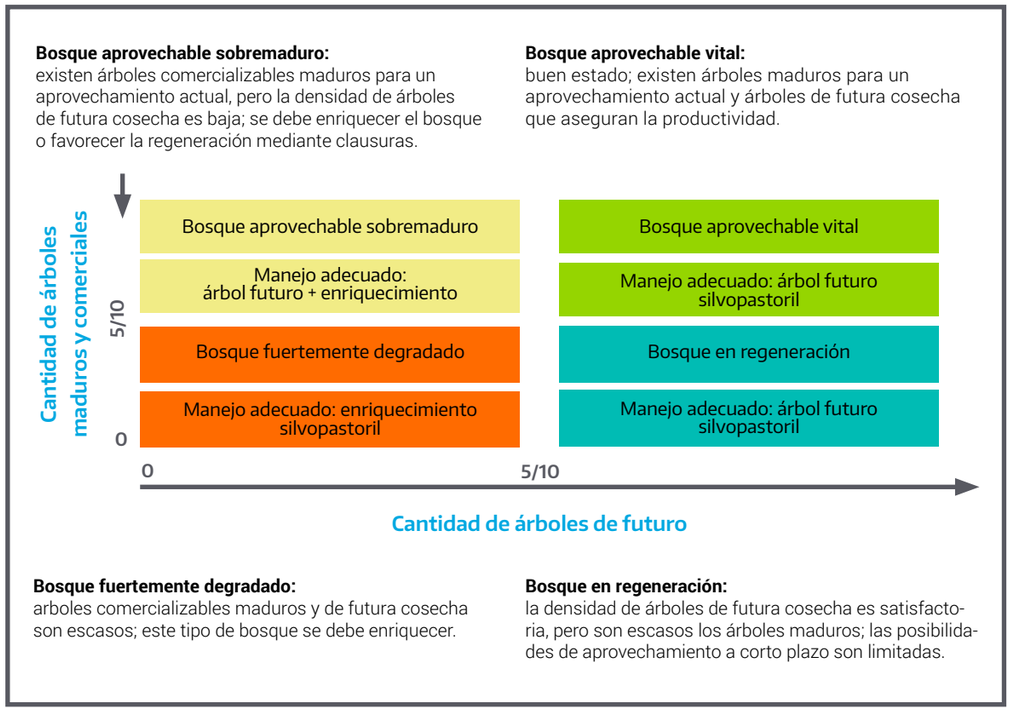


Figura 10. 3. Determinación del sistema silvicultural adecuado en función del estado del bosque, basado en número de individuos por hectáreas de árboles futuros (eje x= 50 y 100 para el Chaco semiárido y Chaco Húmedo respectivamente) y árboles comerciables (eje y= 5 y 10 para el Chaco semiárido y Chaco Húmedo respectivamente) (Brassiolo *et al.*, 2013).

Manejo de la regeneración

Con esta actividad se pretende asegurar una regeneración permanente del bosque y favorecer las especies deseables en las clases diamétricas inferiores. Muchas especies reaccionan positivamente a cortas de liberación mientras todavía son jóvenes. Gómez *et al*., (2012), utilizando este método de corta en el bosque de albardón del Chaco Húmedo, encontraron que la regeneración natural de las especies arbóreas se desarrolló mejor que al utilizar el método de diámetro mínimo de corta. Al igual que el raleo, el manejo de renovales se hace con la intención de mejorar la productividad futura del bosque y la calidad de los individuos. Mediante el manejo de renovales se mejoran las condiciones de crecimiento de las plantas con un diámetro menor de 5 cm de DAP, liberándose del exceso de competencia. Esta tarea se realiza manualmente, eliminando con machete las plantas de diámetros menores y arbustos que compiten con individuos de la regeneración con potencialidad para ser árboles futuros.

Clausuras

En los bosques en donde por sobrepastoreo disminuye la participación de especies susceptibles al ramoneo, la regeneración de estas especies tiene que ser protegida mediante el establecimiento de clausuras. Por ejemplo, las plantas jóvenes de especies como el quebracho colorado o el algarrobo, tienen que ser protegidas hasta que logren superar la altura crítica de ramoneo. Por medio de análisis de crecimiento, Brassiolo *et al.,* (1993) determinaron que las plantas jóvenes de quebracho colorado necesitan 7 años para superar la altura de ramoneo (2 m). Cuando exista un buen número de plantas jóvenes con alturas variables de entre 1 m y 2 m, se estima que son suficientes 4 años de clausura para lograr la regeneración del bosque. Estas deben asegurar un número mínimo de 100 renovales/ha con altura superior a 2 m. Complementariamente, durante estos años de clausura, se deben adoptar medidas de protección contra incendios. Según Kull (1995), después del aprovechamiento forestal, el peligro de incendio es particularmente alto y será mayor durante el tiempo de la clausura por la acumulación de pastos secos. Una forma de prevención es la interrupción planificada de la clausura introduciendo ganado en los meses de invierno cuando las plantas jóvenes de quebracho colorado pierden sus hojas sin que provoque daños importantes y disminuyendo la biomasa de pasto seco.

Raleos

El manejo de árboles de futura cosecha implica tener que realizar raleos en las clases diamétricas medianas y altas, liberando los árboles de futura cosecha de sus principales competidores. De esta forma se aumenta significativamente la productividad del bosque. Con los raleos no sólo se cumple la función de estimular el incremento de los árboles de futura cosecha, sino que también se asegura una mejora en calidad del rodal a mediano y largo plazo. Los árboles cortados mediante raleos pueden ser aprovechados como madera, leña o para la producción de carbón. En el caso de que los árboles a ralear no tengan valor económico, se debe evaluar la conveniencia de eliminarlos en pie para evitar ocasionar daños al bosque restante y mantener la estabilidad del rodal. En la región existen experiencias con dos técnicas para la eliminación en pie: el anillado y la aplicación de arboricidas. El anillado normalmente es realizado con motosierra y puede ser simple o múltiple. Debido a la formación de tejido calloso, se recomienda el anillado doble o múltiple. Aún más efectivo es abrir el corte de motosierra con machete (quitar la corteza alrededor del corte). La aplicación de arboricidas consiste en realizar incisiones en el árbol a tratar y rociarlas con un producto químico.

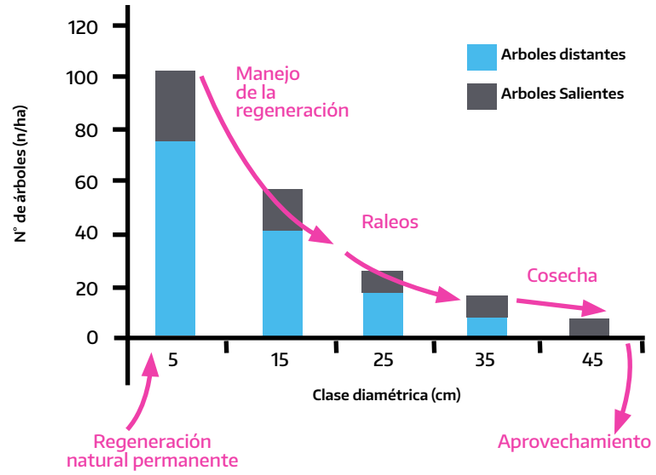


Figura 10.4. Manejo de la regeneración, raleos y cosecha de árboles maduros tratando de mantener la distribución diamétrica de "J-invertida" correspondiente a una estructura de bosques irregulares (Grulke, 1994).

Control de lianas

Las lianas son plantas leñosas con mecanismos y adaptaciones especiales para trepar y obtener luz. Las lianas contribuyen con una proporción del 10% al 25% a la riqueza de especies del bosque y, aunque sólo representan el 5% de la biomasa total, pueden aportar hasta con un 40% al área foliar total (Schnitzer y Bongers, 2002). Las lianas pueden causar malformaciones de los fustes, disminuyen los incrementos en el crecimiento y producen daños en el momento del apeo al entrelazar las copas de los árboles. En algunos bosques húmedos las lianas ejercen mayor competencia sobre los árboles futuros que los árboles competidores de especies no comerciales. Según Lorea *et al.,* (2008), el 70% de los individuos adultos en el bosque de especies umbrófilas del Chaco húmedo, cargan con al menos una liana de más de 2 cm de diámetro. Para minimizar los daños causados por las lianas, se deben cortar éstas 6 meses antes a los aprovechamientos. Si bien algunos autores sostienen que basta con un solo corte, es preferible realizar dos cortes: uno elevado y otro cerca del suelo. Si se opta por un solo corte no se debe cortar cerca del suelo ya que las lianas son capaces de rebrotar y volver a enraizarse.

Aprovechamiento

Durante las actividades de aprovechamiento se extraen los árboles comercializables maduros. La selección del árbol se define en el campo considerando su estado fitosanitario (normalmente son de buen estado) y la situación de árboles semilleros ya que se necesita una regeneración permanente del bosque. Normalmente los árboles futuros cumplen esta función. Sin embargo, con pocos árboles futuros de una de las especies objeto de manejo, puede plantearse la necesidad de dejar árboles maduros de dicha especie como árbol semillero.

Razones económicas pueden modificar los diámetros de corta. Cuando el objetivo de producción es madera de calidad, se definen diámetros meta determinados por un compromiso entre una cosecha eficiente, económica y de rendimiento alto (fustes de grandes dimensiones) de buen estado fitosanitario y una cosecha de bajo impacto (Brassiolo y Gómez, 2004). Esta decisión de modificar los diámetros de corta debe ir acompañada de un buen manejo de la regeneración que asegure la continuidad del bosque en el tiempo.

El sistema de "Selección de árbol de futura cosecha" se basa en un manejo forestal probado y válido para muchas ecorregiones con impactos positivos sobre calidad y productividad. Como ejemplo, Brassiolo *et al*., (2009), trabajando en bosques de albardón del Chaco húmedo, lograron diferencias significativas en el crecimiento a favor de este método cuando se lo compara con la utilización de diámetros mínimos de corta. Los conceptos y las técnicas necesarias para aplicar este sistema son de fácil comprensión. Después de una serie de capacitaciones y entrenamientos prácticos los encargados de la gestión del bosque, se familiarizan con las operaciones que deben ser desarrolladas.

Diámetro mínimo de corta

Este sistema tradicional de todo el norte del país, se basa en la idea de que por medio de los aprovechamientos se produce la liberación de individuos oprimidos, por lo cual no es necesario realizar raleos selectivos. Extrayendo los productos que han llegado a su madurez se logra la renovación del vuelo arbóreo. Según Wadsworth (2000), este tipo de cortas es una práctica que se aplica para el aprovechamiento de casi todos los bosques nativos del mundo. Sin embargo, este mismo autor considera que este tipo de cortas no asegura una alta productividad para las cosechas futuras al no proteger a los individuos inmaduros de los daños causados por el aprovechamiento. Para la aplicación de este sistema, se deben considerar los siguientes componentes: (i) fijación del diámetro mínimo de corta, (ii) definición del ciclo de intervención, (iii) trabajos complementarios al aprovechamiento y (iv) manejo de la regeneración arbórea.

Fijación del diámetro mínimo de corta

Los diámetros mínimos de corta (DMC) están normalmente establecidos por la legislación de cada jurisdicción provincial. Sin embargo, se recomienda considerar el estado sanitario de los individuos a fin de no extraer ejemplares que solo aportarán leña y que, en cambio, pueden brindar una serie de ventajas permaneciendo en pie (refugios para fauna, semilleros). Según Brassiolo *et al.,* (2004), la proporción de individuos con problemas de sanidad aumenta rápidamente con el aumento del diámetro. Tanto los fustes de quebracho blanco como los de quebracho colorado con un DAP >30 cm presentan problemas sanitarios aproximadamente en el 50% de los casos. Combinando las consideraciones de la sanidad (preferiblemente diámetros pequeños) con las necesidades industriales (mejor rendimiento con diámetros más grandes) se proponen los diámetros mínimos de corta indicados en la tabla 10.1.

Tabla 10.1. Diámetro mínimo de corta para las especies principales y secundarias del Parque Chaqueño (Brassiolo *et al.*, 2009)

Grupo de especies	Chaco húmedo	Chaco semiárido
Especies principales	35 cm	45 cm
Especies secundarias	25 cm	35 cm

Tratamientos intermedios

Se recomienda la realización del control de lianas (en el caso de bosques del Chaco húmedo) y de especies secundarias como trabajos complementarios al aprovechamiento. El control de especies secundarias se aplica en aquellos bosques que ya fueron explotados selectivamente en repetidas ocasiones y que actualmente tienen poco potencial de aprovechamiento. Estos árboles, por el deficiente estado sanitario de los fustes, muchas veces solo son aptos para la producción de leña y carbón. La participación de las especies secundarias debe ser reducida para dejar más espacio a las especies principales. Para disminuir su participación en la masa se recomienda realizar un anillado o aplicar arboricidas. La eliminación en pie reduce costos y provoca menos daños en comparación con el apeo con motosierra.

Para el manejo de la regeneración natural en el caso de que no haya cantidad suficiente de renovales de las especies objeto de manejo, se deberán establecer clausuras.

Métodos e intensidades de corta probadas en el Chaco húmedo

Basado en un estudio en un bosque de la Estación Forestal Plaza, campo Anexo de la Estación Experimental Agropecuaria INTA Sáenz Peña, ubicada en el extremo oeste del Distrito Chaqueño Oriental (Subregión de "Esteros, Cañadas y Selvas de Rivera"), se probaron intensidades de extracción de 20% y 33% del área basal, en combinación con dos métodos diferentes para elección de los individuos a cortar. El primer método o "método de la masa (MM) consiste en una combinación del sistema silvícola de "Selección de árboles de futura cosecha o sistema silvicultural del árbol futuro" con el tratamiento silvícola de Corta de mejora a través de la eliminación eliminando individuos de especies sin interés comercial de las clases inferiores (ver capítulo 4). Para definir los árboles que se debían extraer, se obtuvo la curva de distribución ideal aplicando el procedimiento propuesto por Schütz 1989 (Grulke,

1994) a partir del cual se determinaron cantidad de individuos de cada especie a extraer por clase diamétrica. La prioridad fue determinada por las clases diamétricas mayores o cortables y se completó el porcentaje preestablecido con pies excedentes de las clases diamétricas inferiores. El otro método de selección se basó en la liberación de "árboles de futura cosecha (MAF) (descrito en el capítulo 4), donde la selección de pies se realizó priorizando ejemplares a promocionar y se extrajo el individuo competidor más cercano hasta completar el porcentaje preestablecido, tomando la precaución de no abrir en demasía la masa. Es decir, se probaron dos métodos con enfoques totalmente diferentes. Por un lado, el método de la masa donde el proceso consiste en una selección masal donde solo se tuvo en cuenta las dos intensidades de extracción dejando de lado la distribución espacial de las especies, y por el otro, el método de liberación de árboles de futura cosecha donde la selección es individual y se tuvo en cuenta diferentes aspectos como la especie, distribución espacial, temperamento, mercado, estado sanitario y forma. Para tener una mejor interpretación de los resultados se agruparon las especies según su temperamento respecto a la luz (tabla 10.2) en base a los antecedentes bibliográficos y estudios realizados en la región (Valentíni, 1978; Wensel,1998).

Respecto de la regeneración, los resultados obtenidos reflejaron que las especies de temperamento "medio" fueron las más favorecidas por la intervención silvicultural. Teniendo en cuenta los métodos de intervención, el MAF independiente del porcentaje de extracción del área basal, presentó una mayor representatividad (90%) de especies de importancia comercial lo cual determinó que al seleccionar los árboles a apear se produjo una mejor distribución espacial de los claros por los árboles semilleros.

La mayor mortalidad (80-88 individuos/ha) se registró durante el primer periodo (5 años) posterior a la intervención, disminuyendo sus valores en el segundo (17-20 individuos/ha), y sin diferencias significativas entre tratamientos silvícolas e intensidades. La mayoria de los individuos muertos pertencecientes a especies de temperamento delicado (guayaibí, espina corona e ibira pitái). La mortalidad del período posterior a la corta resalta la necesidad de mejorar la técnica de aprovechamiento que en varias ocasiones provoca daños a los árboles que permanecen en la masa. El proceso de reclutamiento tuvo un comportamiento contrapuesto al de mortalidad, dado que la mayor cantidad de ingresos se dieron luego de los 5 años de intervencion (74-88 individuos/ha) siendo más favoble cuando se efectuó una entresaca moderada en el MAF.

Tabla 10.2. Clasificación de las especies según temperamento respecto a la luz.

Temperamento	Nombre común
Robusto o heliófilas	Guayacán, quebracho blanco, algarrobo, quebracho colorado chaqueño, itin.
Medio	Urunday
Delicado o umbrófilas	Guayaibí , lapacho, palo lanza, palo piedra, palo mora, ibira puitá, espina corona.

En términos absolutos el crecimiento neto de área basimétrica durante el periodo fue de 2,18 m2/ha (0,17 m^2/ha/año), ambos valores son mayores a los reportados por Cid Lendinez *et al*., (2013) para un bosque del Chaco semiárido también para un periodo de 13 años. En promedio el incremento registrado para el metodo MM fue mayor al MAF en un 6% en área basal y un 7% en densidad. Las especies con representación en la mayoría de las clases diamétricas y que tuvieron incrementos mayores a la media fueron urunday (45%), guayaibí (25%) y palo lanza (10%). Las otras especies como espina corona, ibirá puitá í, palo piedra, guayacán y quebracho blanco presentaron incrementos menores a la media para todo el bosque. Además, se observó que el método MAF favoreció el crecimiento de los ejemplares de las primeras clases diamétricas y que el metodo MM favoreció el crecimiento de las especies que se ubican en las clases intermedias y superiores. Esto concuerda con lo hallado por Brassiolo *et al*., (2009) que expresan que los árboles liberados de futura cosecha presentaron mayores crecimientos que los demás. Esto se explica por la distribucion de la corta, en el MAF la corta se distribuye por toda la superficie, liberando la mayor cantidad de árboles de futuro en primera instancia y posteriormente los individuos de tamaño adulto en la clase cortable. Por lo tanto, es de esperar que los arboles liberados reaccionen favorablemente a la intervención, no así los ejemplares de las clases diamétricas superiores que si no fueron seleccionados como árboles de futura cosecha la competencia, entre ellos, no se modifica. En cambio, en el metodo MM la distribución de la corta se realizó teniendo en cuenta las densidades por clases diamétricas. Esto muchas veces genera grandes claros en el bosque que aprovechan en primera instancia los árboles de los estratos superiores y luego los del estrato intermedio. Los modelos de incremento, a modo preliminar, permiten estimar una rotación de entre 25-30 años para este tipo de bosques bajo las condiciones actuales. No obstante, pueden ser recomendable intervenciones más frecuentes a los efectos de mejorar las condiciones de crecimiento de los árboles con buen potencial y de mejorar la sanidad de la masa.

10.4.3 Aprovechamiento de la vegetación natural del Chaco: ganadería y silvicultura

10.4.3.1 Ganadería tradicional a monte

Las técnicas de aprovechamiento forestal y ganadero fueron las que se utilizaron en el Chaco a partir de la conquista española. El manejo de la ganadería giraba alrededor de aguadas y la alimentación animal era lo que ofrecía la vegetación natural, sujeta al clima. No se tenía en cuenta ni descansos ni sequías, y probablemente se hacía un uso indiscriminado del fuego para lograr forraje verde durante el invierno y primavera. No había parición estacionada y la cosecha de animales (terneros, novillos, etc.) se hacía en el otoño, una sola vez al año. Recién a partir de mediados del siglo XX comenzó el desarrollo de infraestructura para poder manejar el pastoreo. Históricamente, según Saravia Toledo (1985) la actividad ganadera ligada a los bosques chaqueños estuvo encarada con dos visiones: una que se puede llamar *Tradicional* y otra denominada *Moderna.*

La *tradicional* basada en liberar animales a campo abierto, obteniendo la producción de carne una vez al año, manejo del rodeo basado en aguadas naturales y servicio de toros todo el año.

La alimentación es lo que ofrece la vegetación natural: pastos, latifoliadas, arbustos y árboles dependiendo del clima. Existe poco o nulo apotreramiento. Este enfoque fue utilizado durante muchos años, desde la conquista hasta hoy. En este sistema la carga animal es generalmente alta y permanente. Esta carga animal y el escaso forraje estacional incrementan la severidad de los daños tales como pisoteo y ramoneo a los árboles de las clases de tamaños más chicos. Al no emplearse rotación de potreros, los renovales forestales no tienen descanso como para superar la altura de ramoneo. Igualmente, la preferencia del ganado por alguna de las especies forestales puede alterar la proporción de renovales entre especies para dañar excesivamente a alguna de ellas y no afectar a otras (como ocurre con el quebracho colorado y blanco respectivamente). Este tipo de ganadería en combinación con la actividad forestal extractiva tradicional implica una fuerte degradación del recurso vegetal y promueve la colonización de especies arbustivas de bajo valor forrajero y forestal (Navall, 2008).

La ganadería chaqueña *moderna* posee un enfoque que utiliza herramientas como apotreramiento, desarrollo de aguadas para pastoreo más eficiente, construcción de instalaciones, servicio estacionado, etc. La alimentación del ganado se basa en la implantación de pasturas anuales (sorgo) o especies perennes, predominando las especies subtropicales como *Megathyrsus maximum* cv Gatton Panic, *Cenchrus ciliaris* y *Chloris gayana*. Este enfoque se desarrolla a partir de mediados del siglo XX, con introducción de razas índicas en el rodeo para atemperar efectos del clima, enfermedades y plagas.

Los dos enfoques brevemente descriptos conviven aún hoy en la región chaqueña. Las especies leñosas arbóreas y arbustivas que forman parte de la vegetación nativa de la región cumplen distintas funciones y presentan ventajas (beneficios) y desventajas (perjuicios) para el desarrollo de los planteos ganaderos mencionados. Mientras que el primero utiliza algunos de los servicios que brindan las leñosas (principalmente el forraje), el segundo tiende a ignorarlas y las considera un obstáculo que debe ser removido. Como consecuencia de los cambios en los pulsos de inundación y en el régimen de fuego, así como el efecto de la ganadería y la actividad forestal, la vegetación nativa chaqueña actual es dominada por leñosas arbóreas rebrotantes y arbustivas (fachinales). La oferta de forraje es casi nula (receptividad inferior a 30 ha*UG-1) en función de la precipitación y luz solar disponibles; y los problemas de acceso y tránsito para personal y hacienda son muy severos (Kunst *et al*., 2012). Ese tipo de vegetación leñosa puede ser descrito de distintas maneras según el sitio ecológico y la visión ganadera o forestal. Puede ser considerada como 'bosque secundario', 'fustal', en un caso; o 'leñosas invasoras' y 'fachinal', en otro. En este confuso contexto de tipos de vegetación y de su clasificación de fisonomías vegetales es donde comienza a aplicarse la Ley Nacional 26.331, y donde la ganadería debe ajustarse para cumplir con los preceptos de la legislación; y es donde los sistemas silvopastoriles emergen como una oportunidad. En la región chaqueña, los árboles y arbustos no se plantan como en otras áreas del país, sino que son parte de la vegetación existente y de su dinámica, y la integración pastos-leñosas debe enfocarse de tal manera que haya un equilibrio entre ambos componentes principales, y así permitir el acceso a los recursos tales como luz solar, agua y nutrientes a otros componentes de la vegetación. En la práctica, un sistema silvopastoril es simplemente la planificación apropiada de las perturbaciones o disturbios en el espacio y en el tiempo en lo que hace a su intensidad, severidad y frecuencia.

10.4.3.2 Sistemas Silvopastoriles - Rolado Selectivo de Baja Intensidad (RBI)

El sistema silvopastoril busca integrar la ganadería y el aprovechamiento forestal, es decir la utilización comercial de los componentes herbáceo y leñoso de la vegetación nativa de la región chaqueña, siendo en ese aspecto superador a los enfoques clásicos (Kunst *et al*., 2016). Durante 1900 y 1990, el enfoque científico-técnico ganadero y el forestal era considerar a las dos actividades productivas como independientes dentro de un establecimiento productivo en el Parque Chaqueño. Esa independencia también era mantenida en la enseñanza profesional. Varios hechos se desarrollan a partir de la década de 1950 que generan como consecuencia un planteo silvopastoril. Uno de ellos es la desde 1950 la introducción de gramíneas subtropicales de origen africano en la zona norte de Argentina. Entre las especies evaluadas, se destaca *Megathirsus máximum*, *Gatton panic*, por su adaptación a la sombra, capacidad de resiembra y persistencia. Se destaca también el *Cenchrus ciliaris* (buffel), ampliamente promovido en la década de 1980. En la segunda mitad del siglo pasado se produjo el desarrollo de la herramienta denominada 'rolo', que consiste en un cilindro de 2-5 m de ancho y 1,20-1,50 m de diámetro, armado de cuchillas, usado para aplastar el arbustal. Se destacan las primeras investigaciones en el uso de esta herramienta por parte de Alessandria *et al*., (1987) y Galera (1990). El desarrollo del rolo comenzó en el norte de Córdoba, en las décadas de 1960-70 y gradualmente se extendió a todo el Chaco. Seguidamente se reconoce que las leñosas, especialmente los árboles, proporcionan grandes ventajas a la ganadería, como sombra, aporte de nutrientes a través de la caída de hojas y frutos (Karlin *et al*., 2013, Ledesma *et al*., 2017). Se estudia el papel que juegan las perturbaciones tales como inundaciones, fuegos y plagas en la dinámica del ecosistema (Rogers, 1996). En este aspecto, Naveh (2004) señala que más que la perturbación en sí misma, es importante el régimen de perturbaciones, es decir su intensidad, severidad y frecuencia. Se analiza además la necesidad de prácticas activas (perturbaciones o disturbios) para recuperar la oferta de forraje y otros atributos de los ecosistemas como el hábitat de fauna (Kunst *et al*., 2008, 2012) que bajo la clausura al pastoreo no ocurre.

La EEA del INTA Santiago del Estero desarrolló a partir de 1996 investigación en rolados en distintos sitios ecológicos del Campo Experimental, establecimientos privados y de los grupos CREA. A partir de esa experiencia se genera en 2008 el concepto de Rolado Selectivo de Baja Intensidad (RBI) y se edita una publicación con una serie de conceptos y recomendaciones asociadas al uso de esta herramienta en ecosistemas naturales del chaco semiárido (Kunst *et al*., 2008). El RBI tiene su base en el concepto de perturbación o disturbio, proceso que se denomina también renovación en la literatura científica. Una perturbación se define como un evento discreto de remoción de biomasa, y crea nuevas condiciones de disponibilidad de recursos como luz solar, nutrientes y agua. Una perturbación tiene intensidad, severidad y frecuencia (Naveh, 2004). Como cualquier práctica o tratamiento, posee efectos y produce cambios, que puede ser negativos o positivos, dependiendo de las características de la perturbación y la visión y concepción del observador. Los efectos se ejercen sobre los componentes biológicos (árboles, arbustos) y físicos (suelos, luz) del ecosistema y sus procesos. Los efectos y cambios se producen en dos dimensiones: espacio y tiempo. La partición del ecosistema

en sitios ecológicos y fisonomías de la vegetación asociadas trata de lo primero (espacio). En el segundo caso (tiempo), los efectos pueden ser de primer orden, que pueden definirse como aquellos que suceden en los primeros segundos luego de la perturbación hasta los que se manifiestan años después. La perturbación manual (hachas, motosierras, podadoras), clásica en silvicultura tradicional, posee una alta capacidad de selección de individuos y sus órganos. Si bien en el siglo pasado fueron prácticas ampliamente utilizadas, en la actualidad, los costos y la lentitud prácticamente la limitan a pequeñas superficies. Aun siendo el fuego un factor natural en el Chaco, la ausencia de combustible fino, el exceso de carga de combustibles leñosos y la falta de personal capacitado impiden el empleo del fuego prescripto (Kunst *et al*., 2012). El tratamiento mecánico, por el poco riesgo de daños a instalaciones y la disponibilidad de maquinaria es el más difundido. La maquinaria empleada para implementar planteos silvopastoriles es el rolo de distinto tamaño y traccionado por topadoras y/o tractores de distinta potencia (figura 10 5). Como en toda perturbación todos los rolados no son iguales, siendo los resultados obtenidos en función del tamaño de la maquinaria empleada y la intensidad y severidad de la perturbación causada. Los rolos pueden estar o no rellenos con agua o tierra.

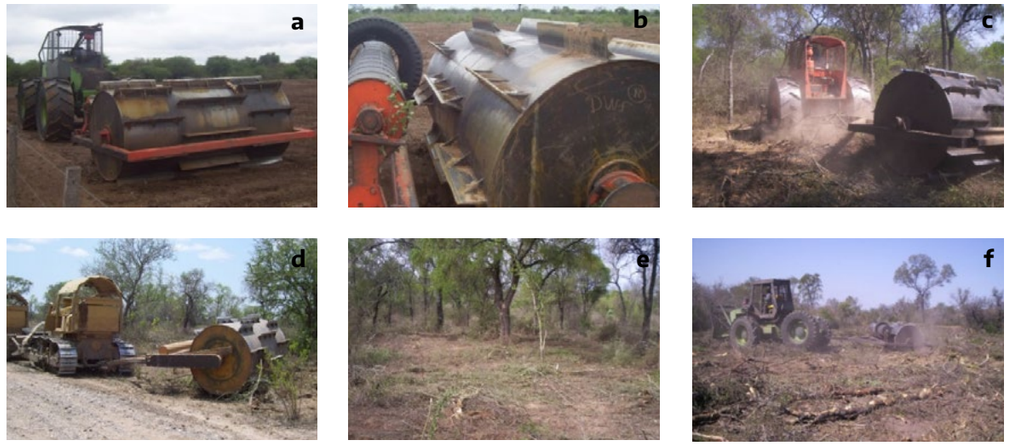


Figura 10.5. Herramientas mecánicas disponibles para implementación de un planteo silvopastoril: detalles de rolos con sembradora y distintas formas de tracción (A, B, C y D). Dos intensidades de rolado: alta (E) y baja (F) (Fotos gentileza Carlos Kunst)

Efectos del rolado sobre los componentes del ecosistema

Los efectos del rolado se ejercen sobre los componentes biológicos (árboles, arbustos) y físicos (suelos, luz solar) del ecosistema, así como en sus procesos (ciclo de la materia orgánica y del agua) que son la base de la producción agropecuaria y forestal. Los efectos y cambios se producen en dos dimensiones: *espacio* y *tiempo*. En la primera dimensión, se deben tener en cuenta dos niveles de percepción: "sitios ecológicos" (ver definición en cuadro 3), por ejemplo los definidos en algunos paisajes de la región del Chaco Semiárido como Alto (A), Media Loma (ML) y Bajo (B) (Kunst *et al*., 2006) y los micro sitios que representa la cobertura o dosel de las distintas especies arbóreas dentro de un sitio ecológico. En la dimensión tiempo, los efectos pueden ser de corto o largo plazo luego de la perturbación.

Disponibilidad de luz solar

La competencia por la disponibilidad por luz es uno de los factores clave en el equilibrio pastos-leñosas. El sombreado en un RBI es muy variable, puesto que la distribución del dosel leñoso (arbóreo y arbustivo) no es homogénea, y su efecto sobre las especies forrajeras puede ser positivo o negativo según la intensidad de la radiación que llega al suelo (ej. muy sombreado afecta negativamente, mucha radiación solar puede aumentar el estrés hídrico sobre algunas especies forrajeras). En ensayos realizados por Kunst *et al*., (2012), la disponibilidad de luz solar fotosintética activa (PAR) 1 año después de aplicada la perturbación y evaluada entre las 10-12 h, fue influenciada por la estación del año y el tratamiento (RBI versus testigo). El incremento de PAR promedio en las áreas tratadas representa entre un 40-55% sobre el PAR de los controles sin tratar (figura 10.6).

Cambios a nivel de sitio ecológico

Uno de los efectos de primer orden del rolado es aumentar, inmediatamente después de aplicado, el contenido y disponibilidad de agua en el horizonte superficial en todos los sitios ecológicos tratados (Galera, 1990, Albanesi *et al*., 2008, Kunst *et al*., 2012) (figura 10.7). Este efecto es de corta duración, y causado probablemente por la brusca desaparición del dosel de arbustivas (y por ende menos consumo de agua de dicho estrato). Al mismo tiempo, se le atribuye el aumento de la germinación de especies herbáceas si existe un banco de semillas importante (Kunst *et al*., 2012). Con el tiempo, el contenido de agua del suelo en RBI no presenta diferencia significativa con los testigos.



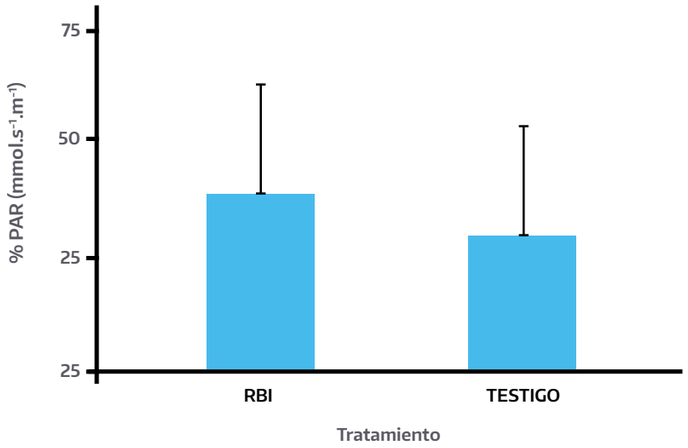


Figura 10.6. Disponibilidad de luz solar fotosintéticamente activa (PAR, μmol.s^{-1} .m^{-1}) porcentaje promedio en función de la observada en áreas sin dosel leñoso arbóreo y arbustivo, para RBI y testigo, ensayos 1996 -2000, incluye los 3 sitios ecológicos del Chaco, Alto, Media Loma y Bajo, y 4 fechas de muestreo. Letras distintas indican diferencias significativas entre promedios, test de Duncan, α = 0,05. Se observa la alta variabilidad de la disponibilidad de PAR, sugerida por las barras representan la desviación estándar.

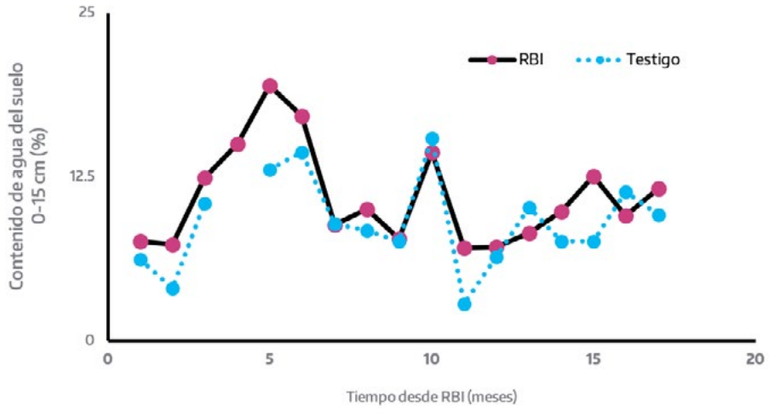


Figura 10.7. Contenido de agua del suelo (%) promedio en el horizonte superior en parcelas tratadas con RBI y testigo. Se observa un incremento del contenido de agua en el RBI casi inmediatamente luego del rolado, hasta que 7-8 meses después se equipara con el testigo (Kunst *et al.*, 2016).

Cambios a nivel de micrositio

La cobertura de especies leñosas, especialmente arbórea, ejerce una influencia positiva sobre la humedad del suelo. La sombra y la acumulación de mantillo de especies leñosas (arbóreas y arbustivas) reducen la temperatura del suelo y disminuyen la evaporación de los primeros centímetros del perfil. El suelo bajo cobertura directa de árboles durante la época de lluvias presenta un mayor contenido de agua que el suelo sin cobertura arbórea, aunque a veces las diferencias no sean significativas (Ledesma *et al.*, 2009, Albanesi *et al.*, 2008). También se observó un efecto especie-específica, en el que el contenido de agua en el suelo aumenta bajo la cobertura de los árboles como el mistol y quebracho blanco debido que la densidad del suelo es menor y, por lo tanto, aumenta la porosidad y la capacidad de almacenaje de agua en el mismo (figura 10.8).

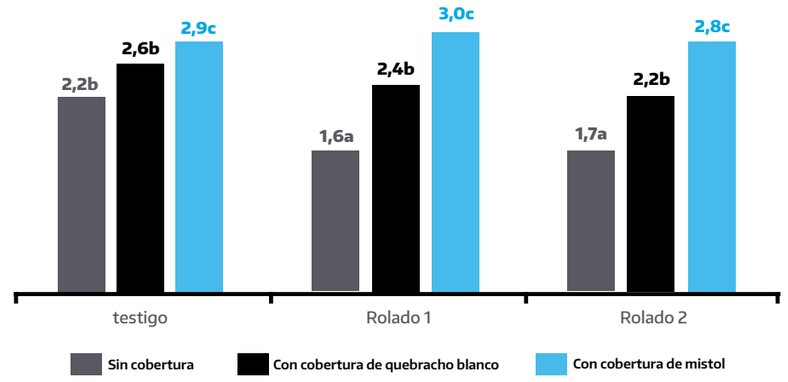


Figura 10.8. Humedad volumétrica del suelo, en %, observada en 0 - 15 cm de profundidad entre 1999 – 2003 en sitio ecológico alto. Referencias: Rolado*1: una pasada de rolo; Rolado*2: dos pasadas de rolo (Adaptado de Albanesi *et al.*, 2013).

Rolados e infiltración de agua

La infiltración es el proceso por el cual el agua penetra en el suelo y es uno de los más importantes del ciclo hidrológico (Cerdá, 1996). La velocidad de infiltración es considerada como un indicador clave de calidad del suelo (Arshad y Martin, 2002). La cantidad interceptada en la región chaqueña por el dosel de árboles puede alcanzar hasta el 20% de la lluvia caída en el año (Acuña y Juárez, 2001). Al ser eliminado parte del dosel leñoso por el rolado, una mayor cantidad de agua llega directamente al suelo, adquiriendo así el proceso de infiltración propiamente dicho mayor importancia dentro del ciclo hidrológico a una escala local. El proceso de infiltración del agua en el suelo (inicial y básica) es mayor en las áreas con cobertura arbórea por el aporte de mayor cantidad de mantillo que estimula la actividad biológica y provoca menor densificación del suelo. La cobertura de especies arbórea y de mantillo, que varía según la especie

vegetal, mejora las condiciones de humedad del suelo e indica que el rolado debe ser selectivo y de baja intensidad (figura 10.9). La presencia del árbol reduce las pérdidas del agua del suelo por evaporación, que son importantes en ambientes semiáridos.

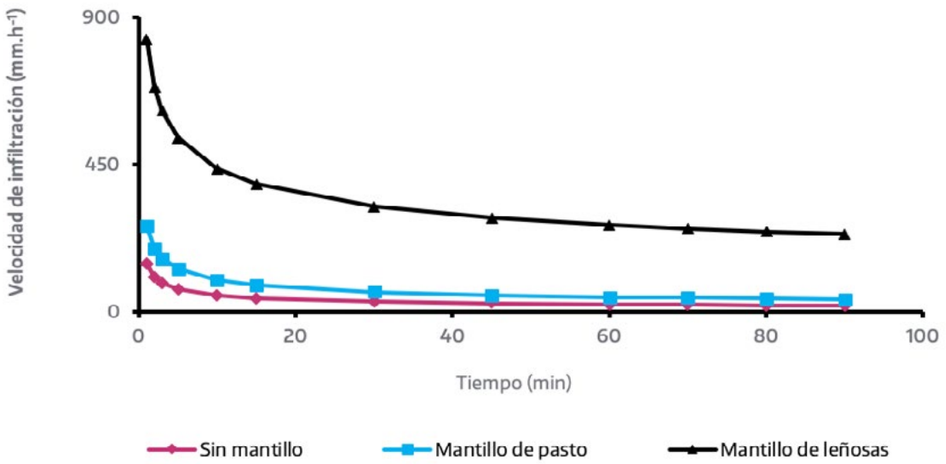


Figura 10.9. Curvas de infiltración del suelo de acuerdo al modelo de Kostiakov para 3 situaciones que se presentan a escala de micrositio (Adaptado de Kunst *et al.*, 2008).

Efectos y cambios en la vegetación natural

Debido a que la ganadería genera el ingreso monetario a corto plazo, la oferta de biomasa aérea y forraje en cantidad y calidad de especies herbáceas son una prioridad en los planteos silvopastoriles (Peri *et al.*, 2017a).

Cambios en la cantidad (oferta) de biomasa aérea: Los cambios producidos en el estrato herbáceo son generalmente de 2do o 3er orden ya que ocurren entre los 4-6 meses hasta 1-2 años después de aplicada la perturbación, dependiendo del banco de semillas, condiciones climáticas, presencia de semillas de especies introducidas, etc. La 'explosión' de crecimiento de las especies herbáceas probablemente está asociada al incremento de la humedad superficial del suelo. Los aumentos oscilan entre 300-400% respecto a testigos con pastizal en buena condición; y hasta 1.000% o más con respecto a suelo desnudo (Kunst *et al.*, 2011). Una buena disponibilidad de luz es un importante requerimiento de las gramíneas nativas para lograr una oferta de biomasa y forraje aceptables cuando el agua no es limitante (Ledesma *et al.*, 2011). Los planteos silvopastoriles que utilizan RBI en bosques secundarios y sabanas invadidas, se diseñan para sostener niveles altos de sombreado a fin de reducir los residuos leñosos de tamaño mediano y grueso, y así evitar el uso del fuego para aumentar la

accesibilidad. La capacidad de adaptación a la sombra del *Gatton panic* es una gran ventaja para su empleo en la rehabilitación de áreas degradadas. La oferta de biomasa aérea de *G. panic* puede llegar hasta 15.000 kg MS* ha^{-1} (Kunst *et al.*, 2012). En términos generales, los indicadores de calidad de forraje (proteína bruta y digestibilidad) no necesariamente se modifican debido a la presencia del *G. panic* y *C. ciliaris*. Al igual que las especies nativas (*Trichloris*, *Setaria*, *Digitaria)* son especies de ciclo C4 y muy susceptibles a las bajas temperaturas (no fotosintetizan por debajo de los 10°C) (Kunst *et al.*, 2012). Bajo la cobertura de árboles y arbustos, la disminución de temperatura del aire se atenúa y la proporción de tejido verde (= proteína) se mantiene un poco más en el tiempo. De todos modos, aunque el aporte de especies introducidas impacta significativamente en la oferta de forraje reduciendo la cantidad de hectáreas necesarias para mantener el rodeo, su calidad no es muy buena. En forma particular, las plantas de las especies C4, durante la estación de crecimiento disminuyen la proporción de las hojas y aumentan las cañas, afectando directamente la calidad de la oferta de forraje.

Rolado, siembra de pasturas y el agua del suelo:

El contenido de agua en el suelo aumenta cuando se rola y se clausura el área tratada durante dos temporadas de lluvia. Esto es el resultado del aumento en la biomasa de las especies forrajeras nativas que logran una mayor cobertura y además permiten una mayor capacidad de infiltración y almacenaje de agua del suelo (figura 10.9). En ambas circunstancias, es decir en áreas roladas y con revenimiento de pastizal natural; o roladas y sembradas con pasturas exóticas, es aconsejable el ingreso de animales cuando la pastura esté implantada, y con tiempo de pastoreo y carga regulados. El contenido de agua en el suelo aumenta al segundo año de implantación de pasturas como *Panicum maximum* cv. *Green panic* sembrada inmediatamente después de rolar.

Rolado con siembra de pasturas, carbono orgánico total (COT) y nitrógeno total (Nt) del suelo

Cuando se rola y se siembra una pastura como *Panicum maximun* cv. *Green panic*, los valores de COT y Nt comienzan a disminuir al segundo año de implantación debido a la alta demanda nutricional de la pastura. Cuando se rola con baja intensidad y se siembra una pastura, los valores de Nt se reestablecen cuatro estaciones de crecimiento posteriores al rolado. El rolado y la inmediata clausura del sector tratado durante dos estaciones de crecimiento permiten el aumento de los valores de COT y Nt por un mayor aporte de materia orgánica del mantillo de la vegetación herbácea (ver cuadro 4).

Aportes de estrato arbóreo y leñoso

En un planteo silvopastoril la importancia de los árboles puede variar desde ser una fuente de servicios para la ganadería, hasta convertirse una importante fuente de ingresos a través del aprovechamiento forestal. Los árboles, y las especies leñosas en general, brindan los siguientes servicios a la actividad ganadera:



(**Foto:** Cyntia Cavilla).

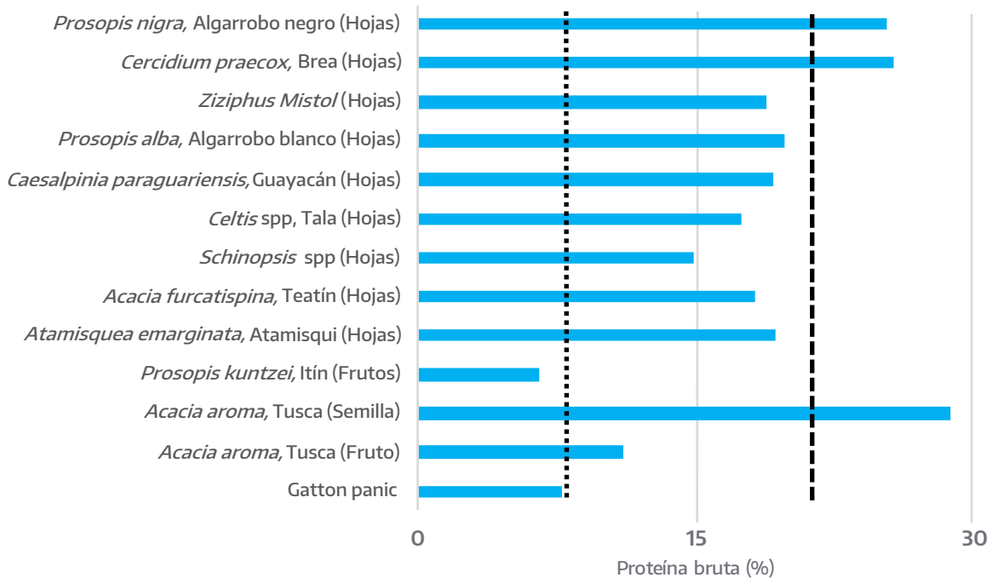


Figura 10.10. Calidad de distintos órganos de especies leñosas nativas del Chaco, expresada como promedio % de proteína bruta anual (PB). Umbral izquierdo: requerimiento de PB para vaquillonas en crecimiento; umbral derecho: porcentaje de PB en alfalfa (Adaptado de Ávila, en Kunst *et al.*, 2015).

Aporte de mantillo, en forma de hojarasca y pequeñas ramas que recupera la materia orgánica y el nitrógeno extraído como carne. Navall (2008) informa que estos aportes varían entre 900-1.000 kg MS* ha^{-1} en sectores tratados con RBI y testigos sin tratar, lo cual equivale a 50 kg* ha^{-1} de nitrógeno por año. Las gramíneas en general son demandantes de nitrógeno, que a su vez es exportado fuera del establecimiento en forma de proteína animal. Las especies leñosas (árboles y arbustos) se convierten así en unas de las principales fuentes de sostén de la ganadería.

Sombra, que contribuye al confort animal, facilitando el balance calórico en un ambiente en donde las altas temperaturas son frecuentes. Aún en animales de razas adaptadas al calor, la actividad de pastoreo se reduce a alta temperatura y humedad del aire. Los árboles crean un hábitat confortable para el pastoreo y cría de bovinos. El estrés por calor en rumiantes tiene un impacto negativo, principalmente centrado en la reducción del consumo con un concomitante incremento en los requerimientos de energía de mantenimiento que se traduce un menor aumento de peso diario. No obstante, también puede afectar otros aspectos de la producción aun no totalmente claro, como la reproducción del rodeo. Los SSP generan un microclima que puede reducir la temperatura en las horas críticas de verano, acercando las temperaturas al rango de termo-neutralidad, contribuyendo de este modo a un mejor bienestar y mayor eficiencia productiva.

Oferta de frutos, ramitas y hojas en planta (ramones) y hojarasca. Aunque la oferta de forraje de estos componentes es generalmente baja (~500 a 1.000 kg MS ha^{-1} de hojas de *Celtis eherbergiana*) comparada con la oferta de forraje de gramíneas, es complementaria ya que atemperan el bache forrajero de la salida del invierno y presentan buena calidad (figura 10.10) (Ledesma *et al*., 2017).

10.4.3.3 Sistemas Silvopastoriles - Manejo del estrato arbóreo

En términos forestales, las comunidades arbóreas del Chaco son caracterizadas como 'irregulares', es decir con individuos de distintas edades o tamaños (DAP). Las comunidades leñosas del Chaco son pluri-específicas, compuestas generalmente por 2 a 4 especies arbóreas que difieren en sus características de reproducción y crecimiento. Estos aspectos generan desafíos para la aplicación de un planteo silvopastoril. En la práctica, la aplicación de un enfoque silvicultural a una comunidad leñosa implica que se va a modificar el espacio asignado a cada individuo para su crecimiento mediante la selección de individuos con distintos criterios (ej. DAP) y su posterior extracción (raleo y cosecha). El primer requerimiento para la planificación de una perturbación mecánica (RBI) en una comunidad leñosa para un planteo silvopastoril es la representación de su estructura de tamaños o edades (O'Hara y Gersonde 2014). Esta se logra mediante un gráfico de frecuencia de individuos por clase diamétrica, que es el resumen de un muestreo (inventario forestal) de campo. El número de clases diamétricas y sus intervalos son definidos empíricamente o en forma arbitraria. La Dirección de Bosques y Fauna de la Provincia de Santiago del Estero utiliza entre 5-6 categorías y rangos de 10 cm. La estructura ideal debe seguir el modelo de 'J-invertida' (Brassiolo *et al*., 2007), es decir que la mayor cantidad de individuos leñosos deben registrarse en los DAP pequeños para asegurar la continuidad de la comunidad arbórea (enfoque 'Plenter', Grulke 1993). Esta representación tiene sus limitaciones: (i) Se asume que la estructura diamétrica indica la dinámica de la población/comunidad de especies leñosas. En realidad, es una tabla de vida estática, puesto que no tiene en cuenta las distintas cohortes de individuos que forman parte de una comunidad en sentido estricto. En la práctica, intenta representar la composición de edad de la comunidad y se basa en la correlación entre el DAP y edad del individuo. Esta correlación está influida por la calidad del sitio y la competencia entre individuos, entre otros factores, y debe ser cuidadosamente analizada. (ii) El gráfico representaría la proporción de individuos jóvenes, pero se incluyen especies leñosas con distintos requerimientos fisiológicos y ambientales para su reproducción, fructificación, germinación y establecimiento. El tamaño, longevidad y las características reproductivas de algunas especies como *S. lorentzii* sugieren que, para mantener su población en circunstancias naturales (sin intervención antrópica), no sería necesaria una gran inversión en recursos por parte de sus componentes para mantener la vía reproductiva representada por semillas. (iii) Al ser las clases diamétricas definidas en forma empírica, la curva varía de acuerdo con el número de clases y los intervalos considerados dentro de cada una y puede ser representada por distintos modelos matemáticos; (iv) Para lograr la correlación con el modelo J-invertida, muchas veces se incluyen en la representación de estructura todas las especies leñosas (árboles y hasta arbustos), ya que no está claramente definido que especies son 'árboles' y que especies son 'arbustos', ni tampoco cual es la composición botánica de referencia de los bosques chaqueños.

A pesar de las particularidades del uso de la J-invertida presentadas en el párrafo anterior, y al ser las especies leñosas longevas, cuyo período de vida supera el período de vida del ser humano y no existir estudios detallados de su dinámica, esta representación esa la única vía práctica para planificar una intervención silvícola. El método de prescripción técnico silvícola sugerido por la Provincia de Santiago del Estero (criterio de cortabilidad) es del Árbol Futuro (MAF, '*single tree selection*', BCMF 2003) (ver capítulo 4) que busca regular la competencia de los individuos con los árboles del futuro y con una restricción de intensidad de corta que no supera el 30% del área basal (AB) a nivel de lote y por especie. Estos criterios generales son compatibles con un planteo silvopastoril. La cantidad de biomasa leñosa (raleo) a extraer de la comunidad leñosa destinada a un planteo silvopastoril se debe evaluar en dos pasos. El primero es determinar la cantidad *total* a extraer, de la comunidad, que no está librada al azar: las leyes provinciales señalan que solo se puede aprovechar como máximo un 30% del área basal existente, estimada mediante un inventario forestal, dependiendo del estado del bosque. El segundo paso es conocer *la clase o el tamaño de individuos* leñosos que van a formar esa AB total. La identificación de los individuos a extraer y la clase diamétrica a que pertenecen se puede efectuar aplicando el enfoque BDq (BMCF 2003), que complementa al concepto de árbol futuro. En el enfoque BDq, B representa el AB objetivo, D el máximo DAP a retener en base al potencial del sitio forestal y q es un coeficiente que representa el número de individuos a dejar en pie y se basa en la teoría de Liocourt (BMCF 2003). El uso de ese enfoque garantiza que la estructura de la comunidad leñosa se asemeje a un modelo o curva teórica J-invertida. La aplicación móvil SilvoINTA permite el registro y el cálculo del AB a extraer (ver detalles más adelante en este capítulo). La aplicación del enfoque BDq presenta algunos interrogantes que deben ser resueltos mediante la investigación y/o el criterio profesional: (1) No existe a nivel provincial ni regional una clara estimación de la AB objetivo ni del máximo DAP a retener con manejo forestal relacionado a la capacidad del sitio forestal (lluvia y suelos), aunque se recomienda visitar la aproximación a ello que se hace más adelante en este capítulo. (2) Los q a utilizar pueden variar de 1,2–1,5 (O´Hara, 2014). Todos los individuos que están por encima de los estimados por el enfoque, son susceptibles de extracción y (3) No existe tampoco una clara definición a que especie se va 'dirigir' la masa forestal mediante manejo. En la actualidad, muestreos de composición botánica y de la estructura diamétrica de comunidades leñosas señalan que la especie arbórea dominante en gran parte de estas comunidades del Chaco semiárido actualmente es *A. quebracho blanco* y las estructuras diamétricas están dominadas por la clase 2 representado por individuos entre 10 y 20 cm de DAP. En términos forestales clásicos, estas comunidades se denominan latizal y/o fustal. El latizal, es también regeneración avanzada y es la más afectada en su crecimiento por la competencia, sugiriendo que una perturbación es necesaria para mejorar la calidad de la comunidad en crecimiento.

El temor a que la perturbación mecánica no planificada dañe a la regeneración es fundado: el uso prolijo y metódico de maquinaria grande, que deja solo algunos individuos de la población original puede afectar seriamente el mantenimiento de la población. Una forma de evaluar la severidad del RBI (número de individuos eliminados) es observar la estructura diamétrica original y la misma luego de planteado el enfoque BDq. El número de individuos por arriba del umbral sugerido por el coeficiente q es susceptible de ser aplastado por el rolo o extraído. Se debe tratar de mantener en la biomasa forestal remanente, los arboles con signos de uso y refu- gio de aves e insectos como loros, abejas y otros.

Regeneración de los árboles

Un proceso clave de las comunidades arbóreas es el 'ingreso' de individuos jóvenes a la población. En silvicultura, los individuos jóvenes están compuestos por la 'regeneración' (DAP <5 cm) y 'regeneración avanzada' (DAP= 5-10 cm). En los bosques nativos, estos individuos provienen del proceso que se inicia con la floración y continúa con la polinización, fecundación, desarrollo de la semilla en la planta, diseminación, germinación y establecimiento. En comunidades arbóreas nativas del Chaco, los individuos con DAP <1 cm (plantines) son muy abundantes con valores que llegan hasta 3.000-4.000 pl* ha^{-1}. Esta alta densidad disminuye a magnitudes 10 veces menores cuando se considera la regeneración avanzada. El empleo de maquinaria (rolo y tractor) con capacidad de selección inferior a una perturbación manual presenta desafíos, como la capacitación del técnico y del personal. Desde el punto de vista silvicultural el primer aspecto a tener en cuenta en el empleo del rolo es la 'regeneración', es decir los árboles jóvenes, cuestión relacionada principalmente con la intensidad y severidad de la perturbación a aplicar (Kunst *et al*., 2008). Por otra parte, el uso del *Gatton panic*, especie herbácea adaptada a la sombra causa que las recomendaciones de umbrales de dosel a dejar en un planteo silvopastoril para que penetre la luz solar no sean tan exigentes como por ejemplo en Patagonia (Peri *et al*., 2017b).

10.5 Propuestas de una nueva silvicultura y de nuevos paradigmas de manejo

10.5.1 Herramientas prácticas de silvicultura en el Chaco Semiárido

En la implementación de una serie de proyectos financiados por la Ley n° 26.331, se percibió una brecha entre los conceptos teóricos de la silvicultura y el manejo forestal y las preguntas prácticas que surgen en el bosque al momento de decidir sobre tareas de corta forestal. En un intento por cubrir esa brecha, se ha desarrollado una serie de herramientas orientadas a acompañar las decisiones silviculturales en condiciones de incertidumbre y falta de información, que se presentan a continuación siguiendo las preguntas prácticas que se intentaron resolver.

¿Es aprovechable este monte actualmente?

Es muy común que luego de analizar los datos de un inventario forestal surja la duda en cuanto a la capacidad del bosque de proveer una cosecha forestal y de qué intensidad debería ser la misma para no degradar el bosque. Para esta pregunta se propone utilizar el "Diagrama de Gingrich", que permite evaluar los datos de una parcela puntual de inventario en términos de stock forestal relativo a un stock máximo calculado para una región. Utilizando datos de 169 parcelas del inventario forestal de los años 2016/17 en los departamentos Copo y Alberdi de Santiago del Estero, se elaboró un diagrama de Gingrich que se propone como herramienta de evaluación para definir mejor una intensidad de corta recomendable.

¿Cuál es el abastecimiento que este bosque puede dar a perpetuidad?

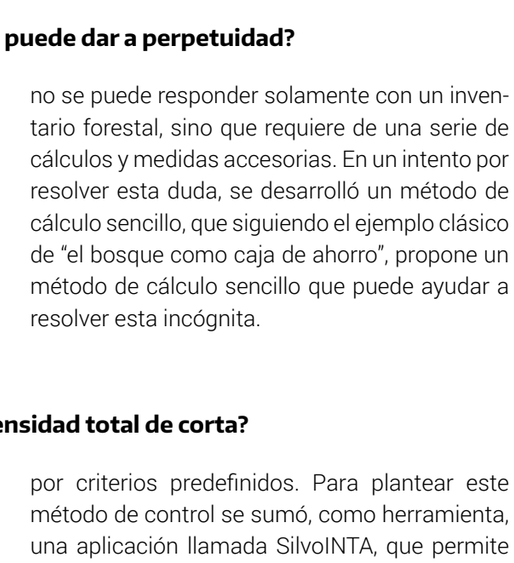
Esta pregunta surge normalmente cuando se quiere saber si el bosque tiene la capacidad de abastecer una determinada demanda de producción. Si un productor desea ser proveedor regular de un producto forestal, y tiene una superficie determinada de bosque, ¿cuál es el compromiso de venta que puede asumir, que pueda sostener en el tiempo y que no degrade el bosque? En la práctica, este tipo de consultas no se puede responder solamente con un inventario forestal, sino que requiere de una serie de cálculos y medidas accesorias. En un intento por resolver esta duda, se desarrolló un método de cálculo sencillo, que siguiendo el ejemplo clásico de "el bosque como caja de ahorro", propone un método de cálculo sencillo que puede ayudar a resolver esta incógnita.

¿Qué árboles cortar y cómo controlar la intensidad total de corta?

Esta es la pregunta básica de cualquier silvicultor en el Chaco Semiárido, cuando luego de leer los datos de un inventario, donde todos los árboles están juntos en casilleros ordenados por especie y tamaño, levanta la vista ante el bosque y se encuentra con la realidad de que en bosques irregulares, donde casi nada está agrupado ni ordenado. El método teórico del "BDq" (corresponde al tratamiento silvícola de método de corta de selección descripto en el capítulo 4), que se utiliza para definir cortas por clase diamétrica según las diferencias respecto a una curva guía, suele no funcionar en la práctica en bosques del Chaco Semiárido, o ser de baja aplicación. En su lugar, se propone emplear un método de control por área basal, y tomar las mejores decisiones de corta después del análisis de las situaciones de competencia en el bosque, asistido por criterios predefinidos. Para plantear este método de control se sumó, como herramienta, una aplicación llamada SilvoINTA, que permite acompañar el proceso de selección y marcación de cortas en una única recorrida del bosque, en un balance entre costos de implementación y control de la actividad. Además, al censar el tramo de corta, el método genera una enorme cantidad de información que puede usarse para guiar futuras decisiones.

¿Cómo convivir con los desarbustados que se necesitan para la ganadería?

La silvicultura en el Chaco Semiárido se encuentra con otro desafío importante, que es el de la convivencia con la ganadería. Si el productor tiene interés en hacer las dos actividades, ganadera y forestal, el desafío les toca a los silvicultores. La atención de este desafío tiene dos vías distintas, la de usos separados y la de usos compartidos. En la de usos separados, el ganado no entra al bosque, y para el manejo forestal no hay desafíos adicionales. Pero en la de usos compartidos, se genera una serie de interacciones que el silvicultor debe tomar en cuenta para una gestión ordenada y sostenible del bosque. Sobre este desafío se presentan experiencias prácticas de integración del manejo forestal en planteos silvopastoriles sostenibles.



(**Foto:** Cyntia Cavilla).

Aspecto práctico 1. Stock relativo

El diagrama de Gingrich es una herramienta diseñada para la caracterización y manejo de la densidad en bosques irregulares (Gingrich, 1967). En base a una guía de construcción de este diagrama (Day, 1997), y a partir de los datos de parcelas de muestreo del inventario forestal, se construyó un diagrama de Gingrich para el área de la "Cuenca Foresto Industrial Monte Quemado", que abarca la mayor parte de los departamentos Copo y Alberdi, al norte de Santiago del Estero.

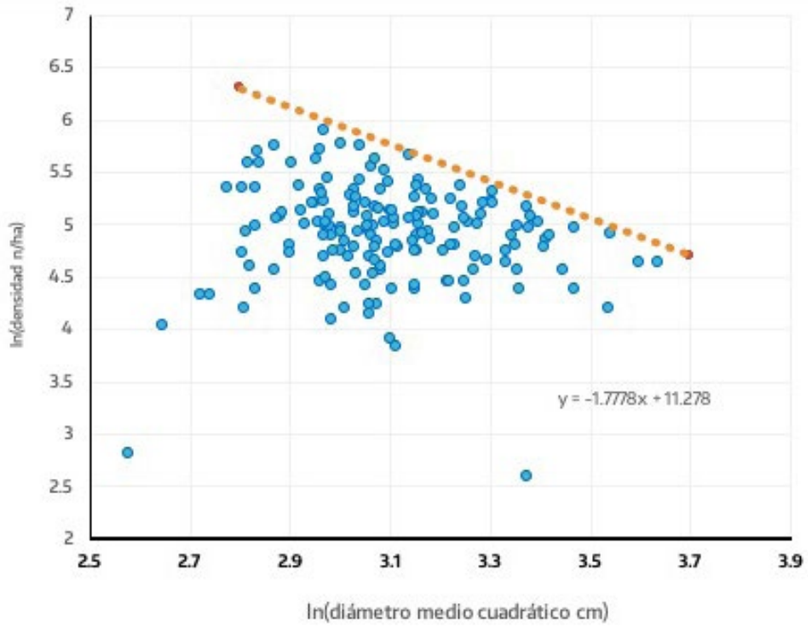


Figura 10.11. Relación máxima encontrada entre el logaritmo del diámetro cuadrático medio (cm) y el logaritmo de la densidad (n/ha) para 169 parcelas de bosque nativo de los departamentos Copo y Alberdi.

Se graficó la relación entre los logaritmos de la densidad y el diámetro cuadrático medio de las 169 parcelas, (considerando sólo diámetros mayores a 10 cm) y se determinó la ecuación correspondiente a los valores superiores, con la misma pendiente del ajuste (figura 10.11). Esta línea representa la máxima densidad observada del bosque, o la línea de auto-raleo. Se observó que la pendiente, es cercana a la denominada "regla de los -3/2".

Aplicando antilogaritmos a la ecuación de máxima densidad encontrada, se determinó la fórmula de máxima densidad en función del diámetro cuadrático medio, dada por:

A partir de esta fórmula, se calcularon para un rango de diámetros cuadráticos medios entre 10 cm y 45 cm, la máxima densidad esperada en número de árboles, y a partir de ésta y el diámetro cuadrático del rango, se calculó el stock máximo esperado (Smax), y los correspondientes al 80%, 60% y 40% del mismo (S80%, S60% y S40%, respectivamente). Estos valores, junto a las isolíneas de los diámetros cuadráticos medios entre 14 cm y 41 cm de DAP, con una amplitud de 3 cm, se graficaron para los ejes área basal/densidad (figura 10.12).

El gráfico de la figura 10.12 puede utilizarse para una mejor caracterización relativa del stock en parcelas respecto al máximo posible para una región, de una forma más completa que con sólo el número de individuos o el área basal. La pendiente de la línea de máximo stock representa la línea de auto-raleo, es decir el nivel de stock en el cual se alcanza el uso completo de los recursos disponibles ("*growing space*" en el sentido dado por Oliver y Larson, 1996). Puede observarse que la relación de ésta con el área basal no es lineal, lo cual muestra que el área basal no sería el mejor indicador del grado de uso de los recursos, y por ende del stock relativo. El diagrama de Gingrich completo, incluye además una línea de stock mínimo, determinada a partir de los valores de densidad a la cual comienza a actuar la competencia entre individuos. Como este valor no se dispone actualmente, puede asumirse temporariamente que la línea de mínimo stock deseable podría ser la del 40% de stock, como citan algunos autores (Larsen, 2014). La determinación correcta de esta línea y el monitoreo de la respuesta de las parcelas a los tratamientos de corta, permitirá mejorar estas estimaciones a futuro. Conocidos los valores de área basal y densidad de una parcela de bosque, se puede evaluar el stock relativo del bosque y analizar la conveniencia o no de practicar una corta forestal. La corta forestal debería aplicarse cuando la parcela se encuentra por encima del 60% del máximo stock, y el stock post-corta no debería quedar por debajo de la línea del 40% de stock. Agregada a estas condiciones, debería respetarse también la restricción aplicable por la legislación provincial a la corta forestal, que en el caso de Santiago del Estero regula la intensidad máxima de cosecha, en el 30% del área basal. Aplicando estos conceptos, para el ejemplo marcado con la flecha sobre la figura 10.12 para una parcela de bosque con un área basal de 9 m^2/ha y 290 árboles/ha, con un diámetro cuadrático medio de 20 cm, podría aplicarse una corta por encima de la línea del 60% de stock. Aplicando la intensidad máxima de corta permitida por ley, y cortando de manera equilibrada para toda la distribución diamétrica, la parcela mantendría el diámetro cuadrático medio de 20 cm, reduciendo su densidad a 200 árboles/ha y un área basal de 6,3 m^2/ha.

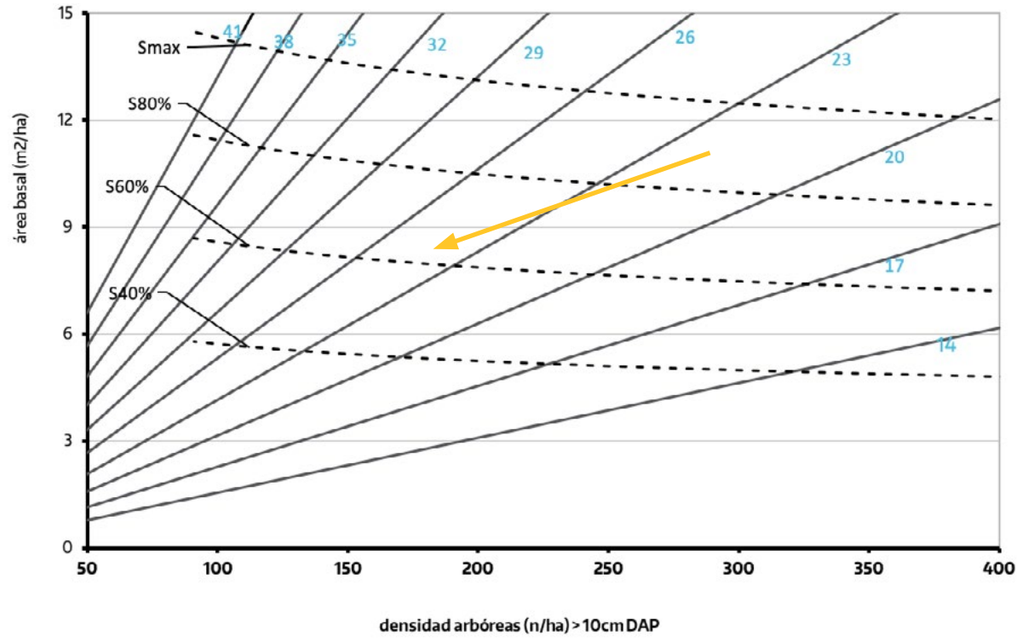


Figura 10.12. Isolíneas de diámetro cuadrático medio de 14 a 41cm de DAP (líneas sólidas), e isolíneas de densidad equivalente: máximo stock encontrado en las parcelas disponibles (Smax), y stocks del 80, 60% y 40% de Smax (S80%, S60% y S40%, respectivamente, en líneas punteadas).

Aspecto práctico 2. Balance del monte

La conocida comparación del monte como plazo fijo o caja de ahorros, ha servido como un recurso didáctico para socializar conceptos relativos al funcionamiento y aprovechamiento forestal de estos ecosistemas. Se considera que este concepto puede aplicarse con algo más de profundidad, para guiar los cálculos para evaluar la oferta sostenible de madera o leña que pueden brindar los montes del Chaco semiárido. Las particularidades de los bosques del Chaco semiárido le imponen algunas especificaciones a la comparación, que se pueden resumir como la "letra chica" de este plazo fijo:

Las tasas de interés son comparables a las tasas reales de un plazo fijo: datos de crecimiento indican valores promedio de alrededor de un 1,16% a 1,82% de crecimiento anual en área basal (Navall, 2012).

Tope de acumulación: a diferencia del dinero en un plazo fijo, estos montes no pueden acumular crecimiento indefinidamente. Según la zona, los valores de stock máximo están entre 8 y 12 m^2/ha de área basal.

Tope en las extracciones: estos montes no pueden aprovecharse por tala rasa (que equivaldría a retirar completamente el pazo fijo). El tope máximo de extracción establecido por ley es del 30% del área basal existente (Brassiolo *et al*., 2007).

Saldo mínimo no aprovechable: la intensidad de corta a aplicar debería ajustarse en función del estado del monte, relativo al stock máximo de la zona. La tasa máxima de corta del 30% es aplicable sobre un bosque en buen estado, con un stock cercano al máximo posible para la región. Pero si el monte ha tenido intervenciones y está lejos de ese máximo, la intensidad de corta debería reducirse, hasta el extremo de no recomendarse la corta en bosques que tengan un stock muy bajo. Toda corta debería dejar un stock mínimo remanente de al menos el 40% de área basal del stock máximo de referencia en la zona de trabajo.

La pregunta básica que un productor forestal debería ser capaz de responder, es cuál es la cosecha máxima que puede extraer anualmente de su monte, sin afectar el capital forestal que dispone; es decir, sin degradar el monte. Para responder esto deberíamos calcular, con las particularidades del "plazo fijo forestal", cuál es la máxima extracción admisible por año que asegure una renta a perpetuidad.

Para realizar este cálculo sobre un plazo fijo, es necesario definir:

- el monto de capital puesto a crecer
- la tasa de interés anual
- la intensidad de extracción propuesta
- la tasa de cambio (si se deposita en una
- moneda y se extrae en otra)

Con las unidades adecuadas, una simple multiplicación de estos cinco factores se daría la respuesta a la pregunta sobre un plazo fijo. Cada una de estas variables tiene su homóloga en el manejo del bosque. Para evaluarlas se propone un ejemplo práctico: calcular la corta máxima admisible para un productor de leña para carbón, que dispone de 300 ha de monte con 8 m^2/ha de área basal promedio. En la tabla 3 se muestra la analogía propuesta entre las variables y sus homólogas en el monte y también su aplicación al ejemplo planteado.

Tabla 10.3. **Variables para calcular la extracción máxima del bosque nativo.**

Variable en plazo fijo	Aplicación al monte	Ejemplo
a) monto de capital	stock de área basal * superficie total bajo manejo	8 m^2/ha * 300 ha
b) tasa de interés	crecimiento relativo anual en área basal	0,015 (1,5% como promedio)

El ejercicio planteado puede ser útil para el diálogo entre técnicos y productores, ya que permite acercar varios conceptos de la planificación forestal a partir de una comparación bastante difundida. El balance se completa al contrastar la oferta posible calculada, con la demanda prevista para el nivel de producción deseado, y así permite tomar las medidas necesarias para abastecer la demanda sin degradar el recurso disponible. El análisis se complementa, ordenando las cosechas en el tiempo y el espacio, cumpliendo con la tasa calculada.

Aspecto práctico 3. ¿Qué árboles cortar y cómo controlar la intensidad en el monte?

La planificación de la estructura deseada de un bosque irregular después de una corta, se basa en la definición de tres parámetros básicos: el área basal residual (B), el diámetro del árbol remanente más grande (D), y la distribución diamétrica del arbolado remanente, definida por un factor que mide la razón entre la densidad en una clase diamétrica y la inmediata superior (q); de ahí que este método de planificación se reconozca como "BDq" (O'Hara y Gersonde, 2004), que ha sido desarrollado en este capítulo. Comparando la distribución diamétrica real (determinada por un inventario) y la planificada, los desvíos positivos indican el número de árboles que habría que cortar en cada clase particular (Hawley y Smith, 1972). Luego de realizar esta planificación, es necesario trasladar las prescripciones de manejo a reglas de campo para la selección de los árboles a cortar o a dejar en el rodal. Este es un paso crítico en el manejo de bosques irregulares, y se considera que la efectividad de una herramienta de control de cortas permisibles está dada por el grado de coincidencia entre la marcación y lo previsto en la prescripción correspondiente (O'Hara y Gersonde, 2004). Para cortas planificadas según el método BDq, por ejemplo, una forma de aplicar las prescripciones es a partir de la definición de "proporciones de corta" por clases diamétricas, calculadas como el cociente entre los árboles a cortar respecto del total existente en la respectiva clase diamétrica (Miller y Smith, 1993). En la experiencia práctica, este traslado es muy dificultoso y de escaso valor práctico. Si bien se pueden calcular las "proporciones de corta" de cada clase diamétrica, es importante considerar que toda la base de cálculo proviene de inventarios que típicamente tienen un error de muestreo del 20% en área basal. Al calcular el intervalo de confianza para la proporción de corta, se encuentra que el error de estimación superaba el 80% en algunas clases, con lo que la utilidad de la prescripción se vuelve muy imprecisa y de poca utilidad. Además, el sistema de selección de cortas por esta planificación ha tenido poca aplicación en terreno debido a que la selección de los árboles a cortar es una actividad costosa y demanda mucho tiempo. Debido a esta causa, la aplicación se ha simplificado por el uso del diámetro mínimo de corta, por ser mucho más fácil de aplicar. Este método simplemente elige los individuos que superan un determinado diámetro preestablecido. Desafortunadamente esta práctica no permite un buen control de la intensidad de corta, ni implica mejoras en la calidad del arbolado remanente (Miller y Smith, 1993) y menciones anteriores en este capítulo. En la aplicación práctica del método de marcación a partir del análisis BDq propuesto por Hawley y Smith (1972), se demostró además el inconveniente de que los cálculos para construir las prescripciones se realizan a partir de una única variable (diámetro) sin tener en cuenta otras variables del árbol (altura, volumen de copa, área foliar, estado sanitario) y de su entorno de vecindad que definen su potencial dentro del rodal (Oliver y Larson, 1996; Nienaber, 1999). Monitorear todas estas variables en terreno para luego cargar en gabinete y realizar las prescripciones ampliaría los costos de la actividad y la haría aún menos viable. Cualquiera sea el método de cálculo y aplicación de prescripciones, las actividades se realizan tradicionalmente en etapas separadas en el bosque y en gabinete. En el bosque se tiene la ventaja de poder analizar simultáneamente las diversas variables que influyen en la decisión de corta según el criterio predefinido, pero no se pueden registrar todas (por costos), ni se tiene posibilidad de vincular una decisión puntual basada en el mejor criterio del silvicultor a todas las decisiones tomadas anteriormente, como para llevar registro que permita evaluar

si la intensidad de corta se está cumpliendo a nivel del rodal o no. Una aplicación móvil podría ser una alternativa para reunir ambas potencialidades en terreno, ya que permitiría registrar y calcular con un dispositivo portátil, en el preciso momento en que se toma la decisión de corta. Basados en este concepto, se desarrolló un método específico de marcación, que se basa en el mejor criterio del silvicultor dentro del monte, y lo asiste en controlar la intensidad de corta aplicada por la acumulación de sus decisiones anteriores. Para aplicarlo, se divide un tramo de corta mediante calles de extracción en "parcelas" de alrededor de 150 m de ancho, y éstas se subdividen mediante rutas de GPS en "transectas" de 30x150 m. Luego, se recorre cada una de las transectas entre dos operarios, guiados por un GPS, que censan todos los individuos mayores a 10 cm de DAP, y los clasifican por especie, clase diamétrica (de 5 cm de amplitud, entre 10 cm y 70 cm de DAP) y destino (queda o se corta). Para controlar la intensidad de corta total y por especies, se desarrolló una planilla de cálculo para un dispositivo móvil (tablet), que al ir ingresando el número de árboles por transecta, especie, clase y destino, permite calcular en cualquier momento la proporción de área basal que sumaban los árboles elegidos para cortar. Este procedimiento dio origen a una aplicación para dispositivos móviles Android, llamada SilvoINTA (Navall *et al.*, 2013b). SilvoINTA es principalmente una base de datos, que permite además realizar cálculos útiles para controlar la intensidad de cortas, y mostrar los resultados para orientar futuras decisiones. La aplicación es gratuita, y puede instalarse accediendo a Google Play desde el dispositivo móvil. La aplicación no necesita de conectividad para la carga de datos, ni para realizar los cálculos y mostrar resultados. Solamente necesita conectividad para subir los datos a la cuenta de Google Drive del usuario. Los datos son privados del usuario y la aplicación no difunde ni comparte los datos registrados. El procedimiento diseñado permitió realizar simultáneamente un censo de cada transecta, aplicar los criterios de corta, controlar la intensidad de corta mediante el área basal remanente y marcar los árboles a extraer. De esta manera, se pudo concentrar toda la actividad en una única recorrida del rodal, ahorrando tiempo y dinero, registrando información valiosa y muy superior a la de un muestreo, sin que sea necesario revisitar áreas ya marcadas para corroborar o ajustar. En experiencias realizadas, un equipo entrenado puede realizar un promedio de 5 ha por jornada de trabajo, lo cual se considera un rendimiento adecuado por ser unas 10 veces superior al ritmo de avance de una cuadrilla de corta compuesta por un motosierrista y dos ayudantes.

Aspecto práctico 4. ¿Cómo podría convivir la silvicultura con los desarbustados periódicos que requiere la ganadería?

Desde hace décadas, la actividad forestal y ganadera han coexistido como dos de los principales usos de los bosques del Chaco semiárido (Morello *et al.*, 2005). El arbustal es un problema para la ganadería porque disminuye la accesibilidad para los animales y reduce la entrada de luz para el crecimiento de las pasturas. Para el manejo forestal, el arbustal también puede significar un inconveniente. Arbustales densos dificultan mucho las actividades de campo asociadas a la medición, toma de decisiones de corta, la corta en sí y la extracción de productos. Un conflicto importante está dado por el diseño de los tratamientos de desarbustado. Cuando los tratamientos aplican disturbios de alta intensidad (eliminando mucha biomasa), alta severidad (causan una alta mortalidad o daños en el ecosistema) y poca selectividad (aplicados indiscriminadamente a diferentes ecosistemas y comunidades), seguidos de intervenciones de alta frecuencia (retratamientos cada 2 o 3 años), claramente la compatibilización no es posible por su efecto negativo sobre la estructura forestal. Sin embargo, cuando los tratamientos de desarbustado se diseñan de tal manera que conservan la estructura del bosque (conservando estratos arbóreo, arbustivo y herbáceo), y consideran además otras condiciones propias de la región como el déficit hídrico, la variabilidad climática, la pobre estructura de los suelos, el riesgo de salinización y de erosión y la dominancia de especies leñosas, es posible encontrar mayor compatibilidad y sinergia entre las actividades. Este es el concepto que orientó el diseño del denominado RBI: Rolado Selectivo de Baja Intensidad. Aplicando esta práctica en bosques, se ha logrado incrementos significativos en la accesibilidad y oferta forrajera, afectando solamente el 3% en área basal (Navall, 2008), y se ha demostrado que es factible extender el período entre rolados sucesivos hasta 6-7 años sin disminuciones significativas en la oferta forrajera (Kunst *et al.*, 2016).

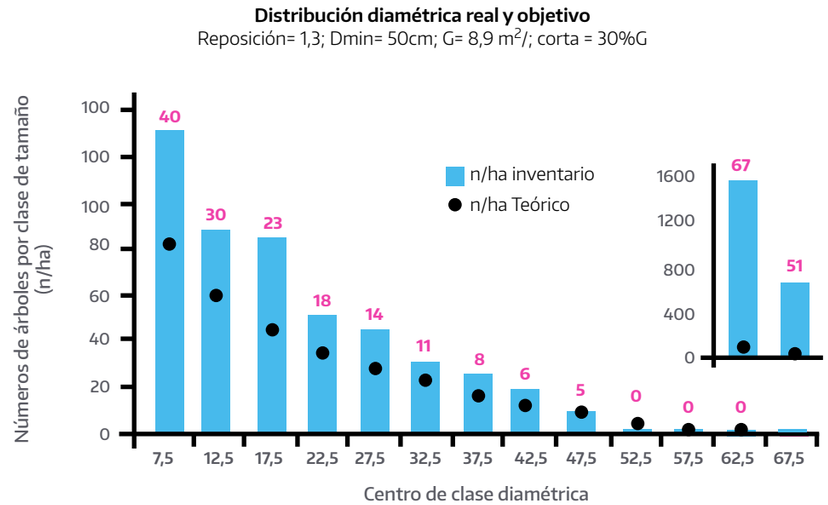


Figura 10.13. Distribución diamétrica reportada en un inventario y densidades de diseño según cálculo BDq. Datos del Campo Experimental La María, Santiago del Estero.

En esta experiencia, los efectos no deseados del rolado se pueden evitar si se capacita al tractorista sobre las condiciones básicas del manejo forestal, como el concepto de árbol de futuro y distribución diamétrica, compartiendo pruebas de campo sobre la maquinaria. Allí se comprueba que es totalmente factible identificar y esquivar árboles mayores a 10 cm de diámetro en la primera intervención, y árboles mucho menores en las intervenciones de re-rolado siguientes. La regeneración forestal merece una mirada detallada en estas interacciones con el manejo ganadero y la integridad ecosistémica del bosque. El grupo de árboles menores a 10 cm de DAP es la porción más crítica de las poblaciones forestales en integraciones con la ganadería, porque son susceptibles al ramoneo y pisoteo del

ganado, y porque al compartir el estrato con los arbustos, son difíciles de identificar al momento de aplicar los rolados. A través del estudio en parcelas permanentes, se pudo determinar en primera instancia que la proporción de árboles dañados es mayor en las clases más chicas. Se midieron daños superiores al 80% de los árboles menores a 1,3 m de altura, cercanos al 50% de los de 0-5 cm de DAP, y superior al 40% en los árboles de 5-10 cm de DAP. Para contrarrestar este daño, los años inter-rolados (sin disturbio) se puede realizar un manejo de la regeneración como se explicó en el ítem 10.3.2. Se considera que, para evaluar el impacto de esta práctica, es importante contrastar el arbolado remanente sin daños después del rolado con las curvas de diseño de la estructura. Para hacer esta comparación, se diseñó una curva teórica para un bosque previo al rolado, usando el método BDq ya descripto. Considerando un área basal final de 8,9 m^2/ha, un diámetro mínimo de corta de 50 cm y un valor de "q" de 30%, se encontró que las densidades necesarias en las clases de regeneración son las siguientes (figura 10.13):

Clase 0 – menores a 1,3 m de altura: 67 árboles/ha

Clase 2,5 – de 1,3 m de altura a 5 cm de DAP. 51 árboles/ha

Clase 7,5 – de 5 cm a 10 cm de DAP 40 árboles/ha

Contrastando estos valores con los remanentes después del rolado de baja intensidad, se encontró que los árboles remanentes sin daño en la clase 0 cuadriplicarían los necesarios según la curva de diseño teórica, y que los remanentes en la clase 2,5 quintuplican los necesarios (figura 10.14). Se observaron problemas solamente en la clase 7,5 cm, en la cual la cantidad de árboles remanentes sin daños por rolado fue de 36 árboles/ha, y se necesitaban 40 árboles/ha para cumplir con los necesarios según la curva de diseño. Es necesario realizar estudios a largo plazo para realizar una adecuada evaluación de la dinámica demográfica según el estado del bosque y manejo. En esta experiencia, se considera que ésta es la clase más crítica en la interacción con rolados, porque árboles más grandes se ven fácilmente y se pueden evitar, y los árboles más chicos a esta clase están en una densidad suficiente como para tolerar pérdidas sin afectar la reposición. Pero la clase de 5-10 cm de DAP comparte estrato con el arbustal y tiene pocos árboles disponibles. En este caso, puede aumentarse la densidad mínima necesaria en las clases anteriores, ampliar las capacidades de los tractoristas para identificarlos y evitarlos y preservar particularmente este tipo de árboles ante futuras intervenciones (corta forestal y re-rolados).

Estos últimos apartados intentan acercar la teoría de la silvicultura con su aplicación práctica en los bosques nativos del Chaco semiárido. En cada una de esas aplicaciones, se intenta resolver las demandas de la aplicación práctica en contextos de falta de información, y en ello se han detectado muchas incógnitas que podrían profundizarse en nuevas investigaciones. Se espera que estos vacíos de información motiven a nuevos silvicultores para que los cubran mediante investigaciones que ayuden a seguir entendiendo a los bosques y contribuyan a mejorar sus aportes a los productores y la sociedad, en un marco de sustentabilidad. Así, para poder entender cómo es la dinámica demográfica de los bosques, y por ende cómo usarlos sosteniblemente, es necesario instalar estudios de largo plazo en dónde se evalúe la dinámica y manejo de la regeneración en diferentes estados de un bosque (de diferentes sitios ecológicos del bosque chaqueño) y bajo diferentes regímenes de intervenciones antrópicas, y cómo interacciona con diferentes ciclos ambientales (ej. ocurrencia de sequías extremas, incendios recurrentes).

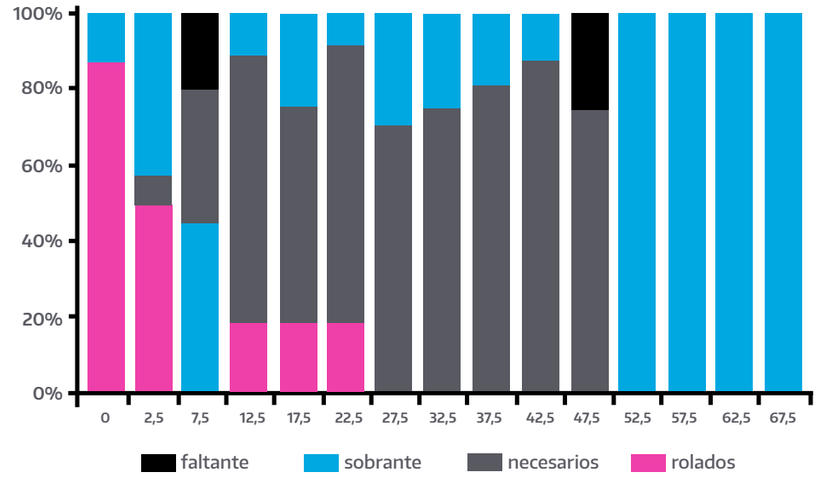


Figura 10.14. Proporción de árboles afectados por el rolado de baja intensidad (RBI), la proporción de árboles necesarios para garantizar la rotación forestal, y la proporción de faltantes y sobrantes discriminado por clases diamétricas.

10.5.2 Manejo sostenible de sistemas complejos, escala espacial, resiliencia y manejo adaptativo

En esta sección se presenta una propuesta de manejo sostenible de sistemas complejos, en los cuales se relacionan la resiliencia con la escala espacial basado en un manejo adaptativo teniendo en cuenta el contexto social y ambiental. Este enfoque trata de resolver el conflicto entre la ganadería y la conservación del bosque a través de intervenciones de baja intensidad probadas en el Chaco Semiárido como el rolado de bajo impacto (RBI) (Kunst *et al.*, 2008) que pretende incorporarse al enfoque de MBGI (Manejo de Bosque Con Ganadería Integrada). Asimismo, como las intervenciones de RBI han sido probadas en el Chaco semiárido del centro de Santiago del Estero (donde pueden considerarse de bajo impacto), se contemplan los factores a tener en cuenta en otros ambientes del Chaco, ya que el mismo tratamiento podría tener efectos muy diferentes en zonas de mayor vulnerabilidad ambiental, como en amplios sectores del Chaco árido. Como se mencionó en este capítulo, aún no se conoce el efecto de dichas prácticas (RBI, MBGI y del manejo posterior a las mismas) en el mediano y largo plazo sobre la recuperación y sustentabilidad de los bosques. En este contexto es fundamental para avanzar en la generación de herramientas que permitan realizar manejo sostenible de los

bosques nativos, a través de enfoques metodológicos que aborden la resiliencia socio-ecológica a diferentes escalas y un sistema de monitoreo que permita corregir posibles desvíos en un esquema de manejo adaptativo.

Debates sobre producción agropecuaria versus conservación de bosques

En torno al escenario actual de deforestación y degradación de bosques, se ha generado un debate científico-político en relación a la producción agropecuaria y la conservación de la biodiversidad como son los enfoques *Land Sparing y Land Sharing* (ver sección 1.3 del capítulo 1). En este sentido, dos aspectos claves que no han sido abordados en profundidad, son la escala y las características específicas de los diferentes socio-ecosistemas (e.g. áridos, semiáridos, sub-húmedos y húmedos) (Ramankutty y Rhemtulla, 2012). En primer término, la discusión se ha focalizado principalmente a un nivel regional (del ordenamiento de la producción y conservación), obviando las interacciones con las escalas prediales, de unidad de paisaje y de paisaje. Sin embargo, muchos aspectos de manejo dependen de la escala a la que se aborde el análisis (figura 10.15) y de la integración que se genere entre dichas escalas (regionales, prediales o de unidad de paisaje; Reynolds *et al*., 2007). Por ejemplo, si se tiene en cuenta la conservación de suelos y los procesos de erosión, deberán considerarse aspectos a una escala de unidad de paisaje, tales como la cobertura y estructura de los distintos estratos de la vegetación, las características del relieve de dicha unidad y su ubicación en el paisaje. Asimismo, también deberán contemplarse aspectos a una escala regional, como la conectividad entre parches de vegetación autóctona dentro y entre los paisajes, y la dinámica eco-hidrológica (Ludwing *et al*., 2005). De esta manera, el abordaje de distintas escalas es esencial para entender y estimar efectos inesperados de decisiones de manejo tomadas a nivel predial, que pueden impactar a nivel de paisaje o regional, y viceversa (López *et al*., 2017). Esto se debe a que puede ocurrir que exista un alto flujo de materia y energía entre diferentes unidades de paisaje, desencadenándose procesos de propagación espacial de la degradación (Bestelmeyer, *et al*., 2012a). Por ejemplo, como consecuencia de la degradación de la parte alta de un paisaje (cabecera de cuenca), aumenta la cantidad de agua y sedimentos que escurren pendiente abajo (mientras más pronunciada y larga la pendiente, mayor es la energía cinética del agua), promoviendo así la erosión de suelo tanto en la parte alta como en la parte más baja del paisaje (Wainwright *et al*., 1999; Ludwing *et al*., 2005; Bestelmeyer *et al*., 2012b). Los diferentes tipos de ecosistemas de un mismo paisaje, y/o región, están muy interconectados, con lo cual puede dispararse un contagio o propagación del proceso de degradación a través del paisaje. Ejemplos de contagio espacial de la degradación en el Chaco Seco lo representan las inundaciones ocurridas en Chaco Serrano de Córdoba asociado a la deforestación (Barchuk *et al*., 2015), aumento del nivel de napas con mayor magnitud de inundación en tierras bajas en provincias de Córdoba y la salinización y aumento de napas en Santiago del Estero. Asimismo, otro ejemplo de propagación espacial de la degradación asociada con el reemplazo de comunidades vegetales nativos por cultivos es el intenso proceso de salinización de aguas y suelos que ocurre en zonas de la llanura chaco-pampeana (Jobbágy *et al*., 2011).

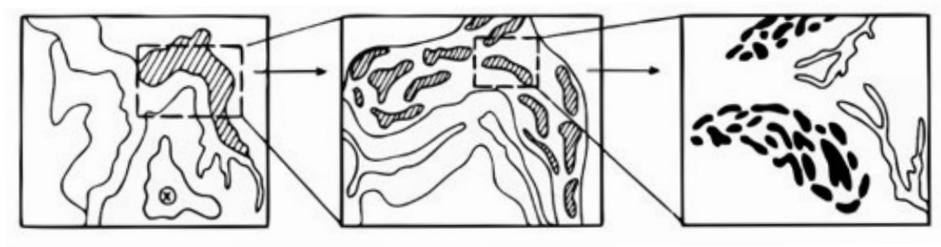


Figura 10.15. Patrones espaciales según la escala de análisis. En el esquema de la derecha se indica como un agrupamiento de parches vegetados a una escala de menor resolución (e.g. escala de unidad de paisaje) pueden conforman los mesoparches a una escala de resolución intermedia (esquema del centro; e.g. escala de paisaje), y a su vez estos últimos pueden contituir un meta-parche a una escala regional (esquema de la izquierda) (apdatado de Etter, 1991).

En segundo término, los debates sobre *Land Sparing* y *Land Sharing* (ver sección 1.3 del capítulo 1) se han profundizado en ecosistemas húmedos o sub-húmedos (Blanco y Waltert, 2013; Edwards *et al*., 2010; Pywell *et al*., 2012; Ramankutty y Rhemtulla, 2012), pero cuando se analizan ecosistemas áridos o semiáridos, se deben contemplar aspectos como la fragilidad ambiental, la mayor vulnerabilidad a sufrir procesos de degradación y las dinámicas espacio-temporales. En este sentido, los ecosistemas áridos y semiáridos, como los del chaco seco de Argentina, presentan tiempos de recuperación más prolongados (por la baja productividad primaria neta) que ecosistemas de regiones más húmedos (e.g. como bosques tropicales y/o templado-húmedos), siendo muy vulnerables a sufrir procesos de desertificación y contagio espacial de la degradación. Esto último se asocia principalmente a que los ecosistemas áridos y semiáridos poseen suelos poco desarrollados y poco estructurados (suelos poco evolucionados como Aridisoles y Entisoles), con baja cobertura vegetal total (respecto a ecosistemas húmedos), siendo muy susceptibles a la erosión (Geist y Lambin, 2004; Tongway *et al*., 2004; López *et al*., 2013). Un ejemplo de erosión a gran escala lo representa el aumento del escurrimiento superficial y sub-superficial asociado a la deforestación y reemplazo del bosque nativo por cultivos en San Luis, que acarrea erosión de suelos generando grandes cárcavas del tamaño de ríos (Jobaggy, 2017).

Por otra parte, en la mayoría de los trabajos científicos asociados al debate *Land Sparing* y *Land Sharing* se analiza a los ecosistemas naturales sólo desde el punto de vista de la conservación de la biodiversidad, sin abordar otros aspectos de los socio-ecosistemas, tales como el rol productivo y reproductivo social, donde las familias rurales y campesinos habitan y desarrollan su cultura (Silvetti y Cáceres, 1998). A su vez, no se contempla que la especialización productiva (que pretende la maximización de la renta económica) conlleva una simplificación de los sistemas socio-ecológicos que acarrean conflictos socio-ambientales como los que se asocian a la "pampeanización" de la Ecorregión del Chaco (Brown *et al*., 2006; Grau y Aide, 2008; Silvetti, 2012; Peri *et al*., 2017). Consecuencias sociales de la pampeanización es el reemplazo de actores sociales con migración de población rural a las ciudades o zonas aledañas (Silveti, 2012). Se entiende que para poder implementar manejos sostenibles de bosques y socio-ecosistemas asociados, la silvicultura y el ordenamiento forestal deben profundizar la vinculación

entre escalas espacio-temporales, en las cuales ocurren procesos ecológicos y sociales, y en dónde confluyen diversos enfoques y disciplinas sociales y ecológicas. El desafío de una silvicultura moderna es desarrollar enfoques o modelos socio-ecológicos que permitan la comprensión e integración de procesos ecológicos y sociales que operan a distintas escalas espaciales y temporales. Estos enfoques deben propiciar un manejo sostenible de bosques que mantenga y/o reforzar la capacidad de respuesta y de adaptación de los socio-ecosistemas a los disturbios actuales y a futuros cambios, garantizando la provisión de bienes y servicios ambientales en el tiempo. (Walker *et al*., 2004; López *et al*., 2013, 2017; Easdale y López, 2016).

Resiliencia socioecológica

Un desafío importante para la ciencia y la gestión sostenible de bosques es evaluar las propiedades del sistema que sintetizan las dinámicas socio-ecológicas complejas, enfatizando tanto las relaciones entre los componentes del sistema como en el funcionamiento global del sistema (Gunderson y Holling, 2002; Folke, 2006; Nelson *et al*., 2007). En este sentido, existe un consenso creciente en la comunidad científico-técnica de que la resiliencia es una propiedad clave emergente de los socio-ecosistemas, que brindan oportunidades para la integración de la teoría y la promoción del manejo adaptativo (Turner II, 2003; Walker *et al*., 2004; Miller *et al*., 2010; Allen y Garmestani, 2015). En las últimas décadas, la deforestación, la pérdida de biodiversidad, cambios en el uso de suelos y las implicaciones del cambio climático global, han motivado el estudio de la capacidad de adaptación, y el manejo de la resiliencia de los sistemas socio-ecológicos como herramienta para disminuir la vulnerabilidad de socio-ecosistemas de bosque nativos a diferentes forzantes socio-ambientales (Gunderson y Holling, 2002; Reynolds *et al*., 2007; Gallopín, 2006; López, *et al* 2011). Existen dos conceptos integrados, la resiliencia ecológica y la resiliencia socio-ecológica. La resiliencia ecológica se define como la capacidad de un ecosistema para responder, absorber y/o reorganizarse después de un disturbio, manteniendo la integridad del ecosistema y su capacidad de brindar bienes y servicios a lo largo del tiempo (Holling, 1973, Gunderson y Holling, 2002, Folke, 2006, Nelson *et al*., 2007, Bestelmeyer y Briske, 2012, López *et al*., 2011, 2013). Si uno (o más) factor(es) de disturbio produce una disminución significativa o pérdida de la resiliencia de un bosque, el ecosistema cruza un umbral a un estado alternativo (e.g. sobre-pastoreo y/o sobre-extracción de leña y madera) (Briske *et al*., 2005, 2006; López *et al*., 2011, 2013, 2017) (cuadro 3). Un ecosistema ha cruzado un umbral cuando uno (o más) factor (es) de disturbio afectan atributos y procesos ecosistémicos clave del mismo, que reducen significativamente la capacidad del sistema para regresar a un estado de referencia o anterior (Groffman *et al*., 2006; López *et al*., 2011, 2013) (cuadro 3). Por otra parte, la resiliencia socio-ecológica es una propiedad más amplia que se relaciona con tres aspectos claves: (i) la capacidad del sistema para absorber o responder a un factor de disturbio y permanecer dentro de un mismo estado; (ii) el grado en que el sistema es capaz de auto-organizarse (frente a la falta de organización u organización forzada por factores externos), y (iii) su capacidad de aprender y adaptarse a cambios futuros y/o nuevos factores de disturbio o forzantes socio ambientales (o "*drivers"* en inglés) (Folke *et al*., 2002; Gunderson y Holling, 2002; Folke, 2006; Nelson *et al*., 2007; López *et al*., 2017). La resiliencia es una propiedad emergente de los socio-ecosistemas porque no puede ser evaluada y/o mantenida por un solo componente de un Sistema Socio-Ecológico -SSE- (por un único subsistema como el humano o el social), sino por todo el sistema o todos sus subsistemas (López *et al*., 2017). En este sentido, la diversidad y redundancia estructural y funcional, tanto a nivel ecosistémico (p. ej. riqueza y equidad de especies, y la diversidad de los procesos del ecosistema, respectivamente) como en las dimensiones socio-productivas (p. ej. diversidad en la composición de familia rural, tipos de cultivos y usos productivos, tecnologías apropiadas y conocimiento del medio), pueden utilizarse como aproximaciones para estimar el nivel de resiliencia de un SSE en particular (Easdale y López, 2016; López *et al*., 2017). En algunos socio-ecosistemas del chaco serrano de Córdoba, el aumento de la diversidad estructural y funcional, tanto a nivel del sub-sistema humano y el social (p. ej. capacitación a familias rurales, capacidad de auto-organización de redes sociales y diversificación de dichas redes de comercialización y/o de información), mejoran la capacidad de adaptación y para enfrentar factores disturbio como el aumento del régimen de incendios (López *et al*., 2017). Asimismo, la sustitución total o parcial de un sub-sistema dado por otro (p. ej. reemplazo de un bosque multifuncional por monocultivo agrícola) puede disminuir de manera significativa la diversidad estructural-funcional de un SSE, causando una disminución o pérdida la resiliencia frente a determinados factores de disturbio.

Resiliencia, Umbrales y Manejo a Escala de Paisaje

La gestión o manejo de la resiliencia socio-ecológica se centra en mantener procesos y relaciones clave en socio-ecosistemas para que puedan resistir y/o recuperarse de una gran variedad de disturbios, asociados a factores de disturbios externos (sequías extremas) o internos (*"outbred"* de plagas agro-forestales). Es decir, consiste en mantener activamente una diversidad y redundancia de atributos socio-ecológicos que permiten disminuir la probabilidad de que el sistema cruce umbrales a estados no deseados (ej. bosques muy degradados con empobrecimiento de la familia rural). Reforzar la resiliencia socio-ecológica implica la necesidad de implementar un manejo adaptativo que permita ir monitoreando y ajustando variables de manejo que reduzcan dicha probabilidad de cruzar un umbral hacia un estado indeseable (Allen *et al*., 2011; Bestelmeyer y Briske, 2012). En el enfoque de resiliencia las prácticas de gestión de los sistemas socio-ecológicos deben centrarse en el nivel del paisaje (ej. cuenca que incluyen varios predios o SSE-prediales), pero integrando varias escalas. Así, para abordar la escala de paisaje, dicho enfoque propone un marco jerárquico anidado centrado en torno a dos análisis críticos: (i) análisis de la diversidad y redundancia estructural-funcional para cada sistema socio-ecológico agropecuario a nivel de predio u hogar rural (i.e. SSE-predial); y (ii) las interacciones entre diferentes SSE-prediales de un mismo paisaje, y sus posibles interacciones cruzadas a diferentes escalas: predial y paisaje (Easdale y López 2016, López *et al*., 2017). En primer lugar, a nivel de SSE-predial, las prácticas de manejo deben estar dirigidas a aumentar la diversidad y redundancia estructural-funcional tanto a nivel del ecosistema natural (ej. diversidad de especies o respuesta funcional), como del resto de los sub-sistemas de un SSE-predial (ej. diversidad agro-productiva, uso múltiple del monte, diversidad de conocimientos y tecnologías) (Díaz *et al*., 2007; Lavorel *et al*., 2011; López *et al*., 2017). A nivel de SSE-paisaje, las prácticas de gestión deberían coordinarse con todos los SSE-prediales y otros usuarios del paisaje. Por ejemplo, evaluar los flujos de materia y energía entre los SSE-prediales de una misma cuenca

es crucial para prevenir un aumento del riesgo de erosión y/o inundación en otros predios de productores (SSE-prediales) que comparten el mismo paisaje o cuenca hidrográfica. Esto evitaría la degradación en todo el paisaje (ver ejemplos de contagio espacial de la degradación) (Bestelmeyer *et al*., 2012). Esta perspectiva de escala de paisaje tiene la ventaja de ayudar a las decisiones de gestión mediante el análisis integrado de los impactos, los costos y beneficios que a nivel de predio puede tener a escala de paisaje, y viceversa.

10.5.3 Manejo adaptativo y modelo de estados y transiciones en Bosques Nativos

El Modelo de Estado y Transiciones (MET) es de especial utilidad como herramienta para el manejo adaptativo a escala predial y que le permite al productor o administrador del bosque, visualizar hacia dónde puede dirigir su sistema productivo en función de sus decisiones (Sección 1.4 del capítulo 1). El MET es un modelo flexible que se presenta como un diagrama en el que, para un determinado ecosistema, se definen estados alternativos (y fases dentro de estados) del bosque y transiciones entre los mismos (figura 10.1. B3). Estos modelos se desarrollan a menudo a través de una combinación del conocimiento experto, el análisis de datos sobre los ecosistemas y la opinión de los involucrados en el manejo, lo que permite integrar y explicitar todo el conocimiento existente (figura.10 1. B3) (Bestelmeyer *et al*., 2009, 2011, 2017; López *et al*., 2011). Así, basado en la identificación de indicadores de umbrales permite anticipar cambios, y redirigir el sistema hacia los estados deseados mediante prácticas específicas (ej. silvicultura y ajuste de cargas animales) y evaluar los costos de dichas prácticas (López *et al*., 2011; Rusch *et al*., 2016, 2017).

Un umbral representa el límite entre dos estados, más allá del cual una o más funciones ecológicas primarias del ecosistema han sido modificadas significativamente. Los umbrales ecológicos pueden identificarse en base a cambios en indicadores estructurales y funcionales del ecosistema (Briske *et al*., 2005; López *et al*., 2011, 2013). Un umbral se identifica cuando pequeños cambios en atributos estructurales del ecosistema (ej. disminución de la cobertura arbórea por sobre-uso forestal) producen una pérdida sustancial en funciones clave del mismo (e.g. eficiencia de uso de lluvia, reclutamiento de individuos de especies clave o fundacionales del bosque) (López *et al*., 2011, 2013) (figura 10.1. B3). Por ejemplo, la extinción local o la muerte de los últimos individuos de una determinada especie arbórea clave para el ecosistema, representaría cambios estructurales relativamente pequeños, que impactará significativamente en la tasa anual de reclutamiento de nuevos individuos de dicha especie (cambio funcional significativo), por falta de individuos semilleros y/o por la falta de la función clave que desempeñaba dicha especie. Como consecuencia, el traspaso de un umbral implica que el ecosistema pierde o disminuye significativamente su resiliencia hacia el estado previo o al estado de referencia (figura 10 1. B3) (López *et al*., 2011).

En una primera etapa se debe definir en qué estado se pretende mantener al sistema, en función de: (i) los bienes pretendidos y la provisión de servicios ecosistémicos (soporte, regulación, socio-culturales); y (ii) de su resiliencia a factores de disturbio; ya que esto último también se asocia a una mayor capacidad adaptativa del ecosistema.

En segundo término, se deberá tener en cuenta cuáles son los factores y los niveles que determinan la transición del estado deseado hacia otros estados no deseados, teniendo en cuenta especialmente en los elementos que definen el traspaso de un umbral entre estados alternativos (ej. densidad de árboles adultos, presencia de individuos semilleros, signos de erosión de suelo, densidad de regeneración arbórea), para evitar que dicho umbral sea traspasado (cuadro 3).

Por lo tanto, considerando el enfoque de resiliencia basado en el MET, los paisajes de bosque con ganadería integrada en la Ecorregión Chaqueña deberían manejar la mayor superficie en estados de referencia de bosques, con diferente proporción de fases en dicho estado (figura 10.1. B3). Este criterio junto con un diseño espacial adecuado y pautas claras de manejo permite planificar una dinámica espacio-temporal a escala de paisaje, predial y de rodal, manteniendo un equilibrio dinámico a escala de paisaje con diferentes comunidades boscosas que representan fases del estado de referencia (o estado forestal deseado por su provisión de bienes y servicios) (Cavallero *et al*., 2015; Peri *et al*., 2017). En el cuadro 3 se plantean algunos criterios para poder planificar e implementar un manejo sostenible que integre las escalas de paisaje, predio y rodal aplicables a ecosistemas del Chaco Seco. El objetivo ideal del manejo sostenible sería mantener todo un paisaje con diferentes proporciones de fases del estado de referencia, que es el estado que proporciona la mayor variedad de provisión de bienes y servicios ecosistémicos, y le brinda al ecosistema mayor capacidad de adaptarse a cambios futuros (Peri *et al*., 2017). La integración del enfoque de resiliencia socioecológica, manejo adaptativo y MET proporciona una herramienta para promover estrategias de manejo adaptativo del bosque nativo en tanto de la ecorregión Chaqueña, como otros bosques de Argentina.

10.5.4 Umbrales y escalas: particularidades del Manejo de Bosques con Ganadería Integrada (MBGI) en ecosistemas del Chaco Seco

Para implementar un manejo de la resiliencia a escala de paisaje se deben manejar umbrales a tres escalas de manejo interrelacionadas: (1) a escala de paisaje; (2) a escala de predio; y (3) escala de unidad de paisaje o rodal. En los ecosistemas del Chaco Seco los tiempos de recuperación son muy lentos respecto a otros bosques más húmedos, y que poseen una alta vulnerabilidad a sufrir contagio espacial de la degradación (como erosión de suelo). Debido a ello, es fundamental realizar estudios en cada tipo de bosque (Sitio Ecológico, cuadro 3) para cuantificar los valores umbrales (estado, porcentaje y tipo de configuración) a mantener de bosque en un paisaje y en un predio, los cuales permitan mantener servicios ecosistémicos clave de soporte y regulación. En el contexto de los debates de producción versus conservación expuesto en el texto principal, se sostiene que para ambientes de ecosistemas del Chaco Seco (muy vulnerables a degradarse) se debería implementar un enfoque de "land-sharing", en donde la superficie de bosques (ya sea bajo conservación y bajo manejo sostenible) sea la que domine en un determinado paisaje y en un predio. En dicho sentido, adoptado como un esquema de manejo adaptativo de bosque con ganadería integrada en paisajes del Chaco Seco, se deben definir los límites (valores umbrales) de asignación de superficie a los usos previstos

en el Convenio MBGI (manejo de bosques con ganadería integrada). Estos valores umbrales deben estudiarse y cuantificarse dependiendo de las limitantes ambientales de cada sub-región del Chaco Seco (y Sitio Ecológico, cuadro 3). Dicho ordenamiento comprende 3 zonas con diferentes niveles de intervención, y con rotaciones de uso y descanso, que a modo orientativo para el Chaco Seco se sugieren valores umbrales mínimos o máximos para las siguientes zonas: (i) zona de conservación sin uso antrópico (o usos no extractivos, ej. producción melífera) y sin modificación de la matriz natural del ecosistema, este debería ocupar más de un 10% (o más aún) de la superficie total, del paisaje y de cada predio de ese paisaje; (ii) zona a implementar manejo sostenible del bosque con ganadería integrada, con niveles intermedios o moderados de intervención agropecuario y de uso ganadero y/o forestal, el cual debería ocupar como máximo un 80% de la superficie del paisaje y de cada predio); y (iii) zona de restauración agro-ecológica y de intensificación sostenible, con la implementación de altos niveles de intervención o modificación del sistema, cuya superficie debe ser menor al 10% de la superficie del paisaje y de cada predio (priorizándose zonas que ya son chacras o sitios muy degradados). A continuación se propone algunos criterios clave para identificar, ordenar el paisaje y manejar los predios:

Zona de Conservación: Para determinar las zonas con muy bajo o nulo uso antrópico (de conservación), tanto a escala de paisaje como de predio, se deben identificar zonas prioritarias por su importancia para la conservación de biodiversidad y/o servicios ecosistémicos clave (ej. regulación hidrológica, conservación de suelos). Asimismo, se debe contemplar la conectividad entre las zonas de conservación a nivel del predio, con ecosistemas clave a escala de paisaje y de la región (ej. corredores ecológicos). Algunos ecosistemas prioritarios pueden ser: ecosistemas riparios, ecosistemas en buen estado de conservación (ej. relictos de bosques maduros), ecosistemas con especies endémicas y humedales. En estas zonas se propone manejo de restauración y/o conservación, por lo tanto, las actividades silvícolas o antrópicas deben enfocarse a esa finalidad. Como esta zona se integra a una unidad dinámica de manejo, en los sistemas productivos que contemplen ganadería, deben estar cercados con alambrados permanentes o temporarios (boyeros eléctricos) que eviten el pastoreo. El manejo silvícola debería enfocarse al manejo de la diversidad, apertura de sendas y huellas para las tareas de protección forestal, limpieza de cortafuegos, control de invasoras, cortas sanitarias, manejo de la regeneración natural e inclusive enriquecimiento en caso de desbalances evidentes. El manejo ganadero se enfocará a reducir biomasa en cortafuegos o aprovechar su capacidad de dispersión de especies endozoocoras, como las especies del género *Prosopis*, en caso de necesidad.

Zona de manejo sostenible del bosque: Esta zona se corresponderá con aquellos sectores del paisaje y del predio con estado de conservación bueno a intermedio, preferentemente en contacto con los núcleos y corredores de conservación. El objetivo particular para esta zona será el manejo del bosque para la producción de bienes múltiples (forestal maderero, forestal no maderero, ganadería), conservando los servicios de soporte y regulación del bosque nativo (ej. relacionados a dinámica hídrica y conservación de suelo). Funcionará como un *buffer* entre las zonas de conservación y las de producción intensiva. En estas zonas el monitoreo periódico del funcionamiento del sistema es crucial, ya que abarca la mayor proporción de la superficie a escala de paisaje y del predio, a lo que se suma la complejidad de que allí se articulan objetivos productivos desde el punto de vista económico, con objetivos de conservación y/o restauración. Asimismo, en esta zona de manejo sostenible tendrán que objetivarse las metas, básicamente la calidad de bosque objetivo, a través de variables como área basal, composición de la comunidad, cobertura y regeneración segura. Específicamente, a escala de lote o rodal (unidad de paisaje), se deben definir los umbrales (y sus indicadores) del estado a manejar (ver cuadro 2), ya que serán los puntos de referencias para hacer un manejo adaptativo. En base a esos umbrales de manejo, se puede establecer una rotación de lotes del predio, en el cuál cada lote (o rodal) se encuentre en una fase diferente dentro del mismo estado contemplando los tiempos que demora el ecosistema en pasar de una fase a otra (i.e. dinámica de fases de un mismo estado) (ver cuadro 3, y régimen de disturbio en sección 10.3.3 de este capítulo). Si bien deben estudiarse y cuantificarse los valores umbrales para cada sitio ecológico (y estado), teniendo en cuenta que esa zona apunta a manejo sostenible de bosque, la matriz dominante de esta zona debe estar compuesta por bosque.

Teniendo en cuenta que gran parte del bosque del Chaco Seco se encuentra en estados alternativos con cierto nivel de degradación, en esta zona con niveles de intervención media o moderada, la silvicultura tendrá objetivos de restauración de bosque (recuperación asistida, restauración o rehabilitación). El objetivo más frecuente podría ser el de recomponer un bosque irregular (disetáneo), con especial cuidado del manejo de la regeneración y selección de árboles de futuro. Por ejemplo, teniendo en cuenta los valores del estado de referencia de bosques en buen estado de conservación y la situación actual de la mayoría de los bosques de la región, una meta plausible podría fijar en base al modelo propuesto en la figura. 10 14, en dónde se sugiere diferente sistema silvicultural (y densidades y áreas basales) en función del estado del bosque en sitios del Chaco Semiárido y Húmedo. En casos particulares puede ser necesario el enriquecimiento con especies nativas claves o focales-forestales. Para este fin en particular es recomendable evitar las épocas de máxima demanda atmosférica, plantando preferentemente a fines de verano y comienzo de otoño, luego de precipitaciones que hayan humedecido un perfil de al menos 30 cm de suelo. Asimismo, se sugiere utilizar métodos que mejoren la cosecha y retención de agua en el suelo, como geles, construcción de microcuencas y enramados, manejo de la sombra (efecto nodriza), control de competidores, principalmente herbáceas y control de herbivoría. Específicamente, en áreas de bosques de "algarrobales", el objetivo puede ser el de una masa regular, con manejo de tallar que incorpore raleos de rebrotes tempranos, con especial cuidado a aspectos sanitarios. Esto último es importante porque el manejo tradicional de extraer rebrotes para obtención de postes y varillas, dejando gran cantidad de brotes menores, repercute en un empobrecimiento gradual del bosque. El manejo del estrato arbustivo contemplará fundamentalmente el raleo con el objeto de favorecer la producción del estrato graminoso-forrajero, en zonas destinadas al pastoreo de ganado doméstico. La intensidad de raleo se definirá en función del valor umbral que debe dejarse según las condiciones particulares del sitio, teniendo en cuenta cobertura arbórea, susceptibilidad a erosión, uso forrajero u otros usos del arbustal (ej. apicultura). Teniendo en cuenta que en Chaco Árido el estrato arbustivo tiene una alta incidencia en el mantenimiento de servicios ecosistémicos básicos para el mantenimiento del sistema, tanto de sostén como de regulación, en general se recomienda que la remoción del estrato arbustivo sea menor al 50%. El manejo ganadero en la zona de manejo sostenible debe realizarse bajo las premisas de

no afectar la regeneración, a través de clausuras temporarias en lotes donde sea necesario (ver secciones anteriores de este capítulo de manejo de la regeneración), o con protección de la regeneración (con enramados o manejo del estrato arbustivo que protege la regeneración). Donde se manejen pastizales naturales, será importante tener en cuenta la potencialidad de aprovechamiento de las especies nativas, que co-evolucionaron con herbívoros con conducta y requerimientos muy diferentes a los de los bovinos. Por ejemplo, las especies forrajeras graminosas del Chaco Árido tienen crecimiento muy estacional y oportunista, acoplado a las precipitaciones. Dichas especies son especialmente susceptibles a altas intensidades y frecuencias de pastoreo, que afecta gravemente la acumulación de reservas. Por esto es de particular importancia que el pastizal natural se utilice prioritariamente como diferido, o en rotaciones que contemplen al menos un descanso estival cada dos años. El ajuste de carga animal en Chaco Árido debe realizarse al final de la temporada de producción de las pasturas y pastizales, a comienzo del otoño. La carga deberá ajustarse teniendo en cuenta que el forraje acumulado tendrá que alcanzar hasta que comiencen el nuevo período de precipitaciones. En el extremo oriental del Chaco Árido, la fecha más probable de comienzo de la temporada efectiva de lluvias empieza a mediados de noviembre, mientras que en el extremo occidental las precipitaciones más probables se retrasan hasta el mes de diciembre.

Zona de intensificación sostenible: Para delimitar la zona destinada a intensificación sostenible (IS) y/o restauración agro-ecológica se priorizarán chacras ya en funcionamiento o chacras abandonadas, o en su defecto en sitios en donde el bosques está en estados muy degradados (ej. arbustales abiertos bajos). Aunque para cada ambiente deberán evaluarse y cuantificarse los valores umbrales de cuánta superficie puede destinarse a la IS, para el Chaco Seco se sugiere que el área a destinar a IS sea menor del 10% de la superficie de un paisaje y de un predio. En este área se propone la implementación de innovaciones tecnológicas tales como: (i) instalación de sistema de cosecha de agua (ej. canales de captación con cisterna o represas) para colectar almacenar y conservar agua de lluvia con varios propósitos (consumo de animales y riego de pasturas implantadas); (ii) re-habilitación de las áreas muy degradadas generando islas de fertilidad que retienen sedimentos, agua y materia orgánica, a partir de la utilización de enramados con desechos de poda colocados perpendiculares a la pendiente y de enmiendas con guano del ganado (ver más en la sección siguiente de "rehabilitación de áreas degradadas con especies nativas").; y (iii) división en lotes para la siembra de pasturas mega térmicas para uso como reservas forrajeras y rotación estacional.



(**Foto:** Cyntia Cavilla).

10.5.5 Rehabilitación de áreas degradadas con especies nativas

A nivel mundial, un gran porcentaje de la superficie total de suelos degradados presentan algún grado de salinidad principalmente de origen natural (FAO, 2000). Esta problemática hace que Argentina sea el tercer país en el ranking mundial con problemas de salinidad (Taleinisk *et al*., 2011). En el Chaco Semiárido, la salinidad de los suelos constituye una de las principales condicionantes al uso de la tierra (Angueira, 1986). En Santiago del Estero, que pertenece a esta sub-región fitogeográfica, existen amplias extensiones de suelos salinos (Taleisnik *et al*., 2011). Rengasamy (2006) categoriza la salinidad en tres procesos diferentes: (i) salinidad asociada al agua subterránea cuando el nivel freático está cercano a la superficie, y el agua se mueve desde las aguas subterráneas hasta la superficie del suelo, (ii) Salinidad en paisajes donde el nivel freático es profundo y el drenaje es pobre, las sales son introducidas por la lluvia, la intemperie y los depósitos eólicos que se almacenan en el suelo y (iii) Sales introducidas por el agua de riego que se almacenan dentro de la zona radicular debido a una lixiviación insuficiente. Aceleran la salinidad inducida por el riego, la baja calidad del agua, la baja conductividad hidráulica de las capas de suelo (suelos arcillosos pesados y suelos sódicos) y las altas condiciones de evaporación. La provincia de Santiago del Estero, cuenta con ambientes salinos que responden a estos procesos, generando ecosistemas degradados en estado de abandono desde el punto de vista productivo. Según el ordenamiento territorial de la Ley n° 26.331 y Ley provincial n° 6.942, se registran regiones con aptitud forestal en la categoría III de conservación de los bosques nativos. Esto representa aproximadamente 280.000 ha a restaurar que se corresponden principalmente con los bosques bajo el área de riego de los ríos Dulce y Salado (Zemán, 2018), áreas en su mayoría desmontadas para cultivos y que se han salinizando progresivamente. Dentro de estas áreas, se estima que la eficiencia global del sistema de riego es de 36% (Prieto *et al*., 1994) debido a un incorrecto manejo del riego, con volúmenes de agua que sobrepasa la capacidad de drenaje de los suelos y causa el ascenso de la capa freática, produciendo el proceso de revenimiento salino o salinización secundaria. Esta situación ha generado, en muchos casos, a nivel de finca, el abandono de predios que han perdido rendimiento en los cultivos. En este contexto, es importante contar con una propuesta productiva sostenible para recuperar estas áreas, como la integración de técnicas de ingeniería destinadas a reducir el ascenso de las napas freáticas, promover la infiltración y mejorar las condiciones químicas y físicas del suelo (Cisneros *et al*., 2008), conjuntamente con la implantación de especies leñosas tolerantes a la salinidad. En la región se ha centrado la investigación en la incorporación de especies leñosas nativas del género Prosopis (tolerante a la salinidad y con capacidad de fijación de nitrógeno) a estos ambientes degradados con el fin de generar productos y/o servicios forestales. Rodríguez (2013) muestra los diferentes términos asociados al nivel de degradación, alcanzando en el nivel 1 la restauración de la fertilidad del suelo, en el nivel 2 la producción forestal y en el nivel 3 la recuperación de la biodiversidad y servicios ecosistémicos (figura 10.16).

En áreas bajo riego dentro de la región del Chaco semiárido, se han realizado distintas experiencias de plantación con especies forestales tendientes a recuperar áreas consideradas degradadas y de baja productividad.

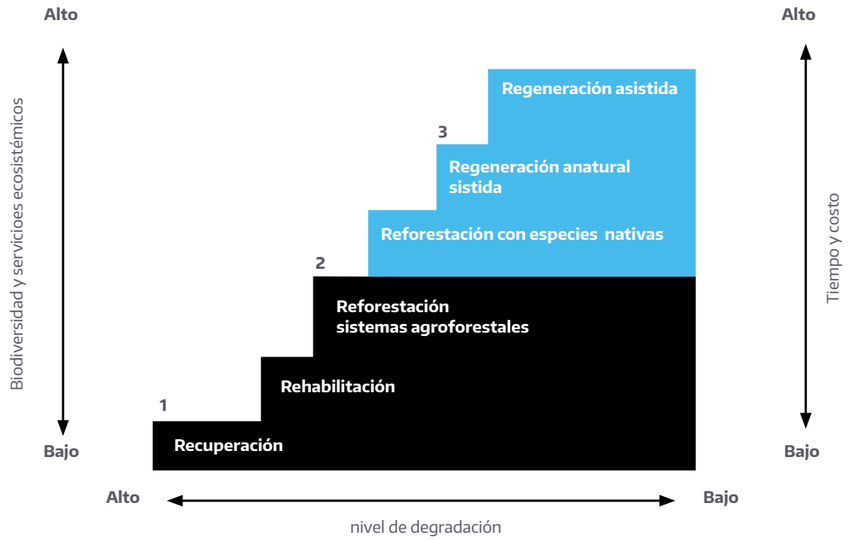


Figura 10.16. Términos aplicados a la restauración en función del grado de degradación, relacionados a la biodiversidad presente, el tiempo y costo para lograr la restauración (Modificado a partir de Rodríguez, 2013)



Figura 10.17. Plantación adulta de *Prosopis alba* en suelos degradados por salinización del área de riego de la provincia de Santiago del Estero.

Por otro lado, se han llevado adelante experiencias de manejo de bosques naturales de vinal (*Prosopis ruscifolia*) que espontáneamente suele colonizar lotes agrícolas o de pastoreo que han sido abandonados por los mismos problemas.

Con el objetivo de evaluar el grado de mejora y restauración abiótica del suelo en lotes con historia de uso agrícola y posterior abandono por su baja producción, se han realizado plantaciones en el año 1992 con Prosopis alba (figura 10.17) en áreas de riego del Río Dulce (Chaco Semiárido de Santiago del Estero). Inicialmente el suelo era salino-sódico con reacción ligeramente alcalina, altos valores de conductividad eléctrica y pH mayores a 8 (tabla 4). La acumulación de sales uniforme en el perfil confirmó que existió un proceso de salinización por ascenso capilar de la napa. La plantación fue realizada en un marco de plantación de 8x5 m que permitiera la consociación en los primeros años con alfalfa (Medicago sativa).

Luego de 20 años de realizada la plantación, se registró un menor pH y una disminución en la concentración de sales (principalmente Na) en los primeros horizontes (tabla 4). Si bien la conductividad eléctrica supera los 4 dSm^{-1} (que por clasificación indican suelos salinos), los valores de salinidad han decrecido de 21 dSm^{-1} a 6.3 dSm^{-1}. La respuesta en crecimiento de *P. alba* en este tipo de suelos con alto nivel de salinización fue notable, registrándose un incremento medio anual del diámetro de 1,34 $cm.año^{-1}$.

Tabla 10.4. Variación en las propiedades químicas de los suelos a diferentes profundidades en la plantación desde el año de implantación hasta los 20 años de edad

Edad (años)	Profundidad (cm)	pH	CE (dSm^{-1})	CS	Na	Na int.	RAS	PSI
1	0-30	8.1	21.3					24
	30-60	8.2	20.5					31
	60-90	8.3	21.2					28
11	0-30	7.6	10					
	30-60	7.9	14					
	60-90	8.3	8					
20	0-21	7.8	6.37	56.7	19.1	1.7	3.6	
	21-47	8	7.95	43.4	27.5	2.7	5.9	
	47-70	7.7	10.6	38.4	34.1	3.8	7.8	

pH 1 a 2,5, CE= conductividad eléctrica, CS= cationes solubles (Ca+Mg), Na int.= sodio intercambiable, RAS= relación adsorción de Na, PSI= porcentaje de sodio intercambiable.

Estos rodales presentaron diferentes respuestas en crecimiento en función del estado de degradación de los suelos, asociadas a la resistencia al estrés salino que posee la especie. El crecimiento de la altura de los árboles dominantes (HD), indicaron que desde la fase juvenil de la plantación hacia la fase adulta se registró una variación del índice de sitio (IS) (Senilliani *et al*., 2018) (figura 10.18).

En conclusión, en la rehabilitación de sitios degradados con las características descriptas, la incorporación del componente forestal con especies del género Prosopis, puede aportar cambios significativos en los parámetros edáficos, contribuyendo a la acumulación de materia orgánica, a equilibrar el pH y básicamente disminuir el tenor en la CE, permitiendo la lixiviación de las sales en el perfil. La cobertura arbórea y herbácea cumple un rol clave en la disminución de la evaporación de los suelos, factor determinante en el ascenso de las sales y acumulación de las mismas en la superficie del suelo. Este estudio constituyó una primera aproximación hacia la restauración abiótica del sistema, siendo necesario continuar el análisis sobre el componente biótico.

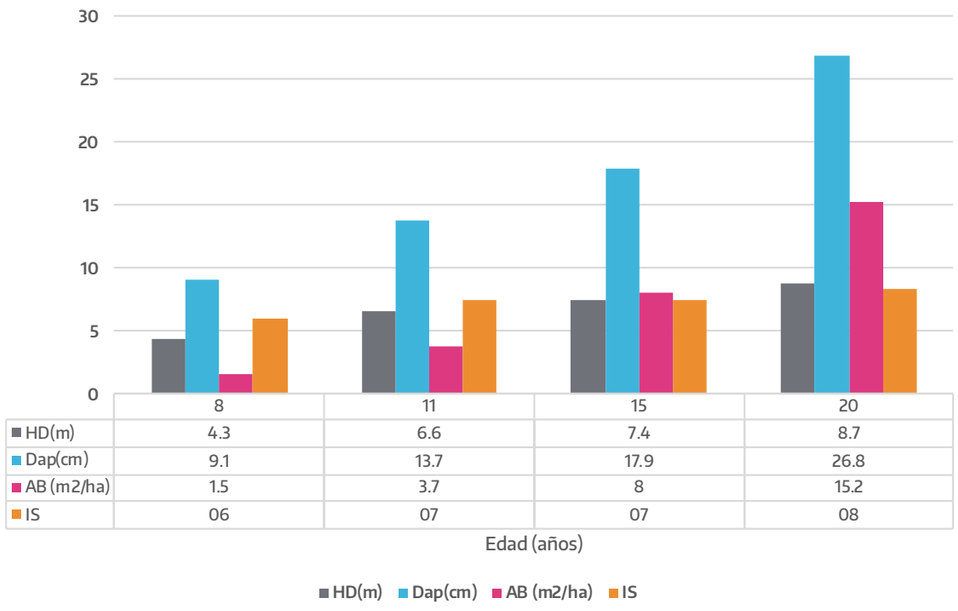


Figura 10.18. Variación en el crecimiento y calidad del sitio del rodal con la edad de una plantación con *Prosopis alba* en suelos degradados por salinización en el área de riego de la provincia de Santiago del Estero. HD: altura del árbol dominante; DAP: diámetro a la altura del pecho (1,3 m); AB: área basal; IS: índice de sitio.

10.6 Vacíos de conocimiento y desafíos a resolver

Dentro de las actividades que han llevado a un avance positivo en el desarrollo forestal en el Parque Chaqueño hay aspectos por mejorar. Esos vacíos de información se pueden agrupar en los referidos al ámbito biológico y técnico, y aspectos relacionados a la gestión.

Ámbito biológico y técnico:

Debe analizarse la hipótesis de "estancamiento" de la regeneración, según la cual las altas densidades de regeneración en las primeras clases diamétricas se deberían a la alta competencia entre individuos y con los arbustos.

Es necesario analizar la heterogeneidad del bosque a diferentes escalas espaciales, principalmente a escala de micrositios para determinar cuáles son los factores que definen las pautas de manejo.

Se deben instalar y llevar a cabo estudios de largo plazo en dónde se evalúe la dinámica de la regeneración y la demografía de las poblaciones arboles e interés en diferentes estados y situaciones de los Sitios Ecológicos con uso silvo-pastoril o silvícola. Eso permitirá comprender mejor cómo debe ser el manejo de la regeneración en diferentes estados de un bosque y bajo diferentes intervenciones silvícolas y/o ganaderas.

Es prioritario evaluar las interacciones espaciales que pueden desencadenar contagios de la degradación a gran escala (paisaje y región).

Si bien está bastante estudiado cómo afecta el drenaje profundo la pérdida de cobertura boscosa, es preciso profundizar en sistemas intermedios como los sistemas silvopastoriles (SSP) o la cosecha forestal. Específicamente, se considera importante determinar el umbral mínimo de mantenimiento de la cobertura que evite pérdidas de agua por percolación profunda debajo del nivel de raíces. En este contexto, deben realizarse estudios que evalúen diferentes configuración y niveles de intervención de MBGI, para definir los valores umbrales, y manejo espacio-temporal, a escala de paisaje, predial y de rodal o lote.

Se considera relevante analizar para los distintos grupos de fauna nativa el uso de las estructuras del bosque nativo y cómo se pueden ajustar las pautas de manejo para que mantengan o mejoren las condiciones de hábitat.

Además, se necesita desarrollar de manera más equilibrada con otras actividades la destinada a la gestión para la obtención de biomasa para energía.

En el ámbito de la gestión:

A nivel provincial, es preciso simplificar las exigencias y facilitar los circuitos de aprobación de planes de manejo forestal. Favorecer una planificación gradual basada en la información que el plan vaya generando.

A nivel regional, es necesario generar redes de articulación entre técnicos, funcionarios, gobiernos, comunidades de pueblos originarios, productores y campesinos para favorecer el aprendizaje, el flujo de información útil para el

sector, y el posicionamiento de los bosques de la región por la calidad de sus productos y los demás servicios ecosistémicos que brindan.

A nivel predial, hay que fortalecer procesos de inversiones y alianzas para el uso sostenible en la biomasa leñosa de reducidas dimensiones.

10.7 Conclusiones

En la región del Parque Chaqueño las acciones antrópicas han generado y aún generan cambios importantes en diversos aspectos ambientales (carbono, estructura del suelo, biodiversidad) y en los servicios ecosistémicos. Los cambios en la configuración de los bosques en el Parque Chaqueño determinadas por las diferentes prácticas silviculturales, modifican en forma positiva o negativa, la diversidad funcional al tener efectos marcados sobre distintas interacciones entre las plantas leñosas, animales y el ambiente físico donde el bosque se desarrolla. Por ejemplo, el rolado selectivo no incide negativamente sobre la cantidad ni la dinámica del carbono y nitrógeno total del suelo, pero modifica la actividad microbiana evaluada por la respiración edáfica. Además, la presencia del bosque puede reducir las pérdidas de nutrientes del suelo, de suma importancia en ambientes semiáridos. En las interacciones que se analizaron para contextualizar la diversidad funcional, se pudo ver que una caída en las interacciones de polinización por modificaciones en la diversidad o abundancia de la fauna polinizadora, puede repercutir en forma directa sobre la producción de frutos y semillas de diversas especies.

El análisis del conocimiento disponible sobre las interacciones antes presentadas demuestra que es necesario profundizar las investigaciones sobre otras características biológicas y ecológicas de las plantas leñosas y los animales con los que interactúan. Es necesario incrementar el número de trabajos que evalúen las interacciones de manera conjunta y a escala de paisajes, ya que el cambio en el uso de la tierra es acelerado en este bioma, con altísimas tasas de deforestación que experimentó la región durante las últimas décadas. La posibilidad de profundizar los estudios sobre los posibles cambios en la diversidad funcional, entendiendo mejor las consecuencias reproductivas y sobre el establecimiento para las plantas leñosas del Parque Chaqueño, será de gran importancia en el contexto de la conservación a escala regional. Es urgente diversificar los criterios que guían la toma de decisiones políticas, económicas y ambientales. Descubrir que existe una diversidad de maneras en que los seres humanos nos relacionamos con el mundo natural es fundamental para generar ciudadanía y exigir el reconocimiento del derecho a un medio ambiente adecuado.

CUADRO 1

Reclutamiento y mortalidad de las principales especies arbóreas del Chaco Semiárido como herramienta de gestión

Marta C. Iturre[1], *Publio A. Araujo*[1], *Marta P. Rueda*[1] *y Carla V. Rueda*[1]
[1]Cátedra de Manejo Forestal. Instituto de Silvicultura y Manejo de bosques (INSIMA) -Facultad de Ciencias Forestales (FCF) – Universidad Nacional de Santiago del Estero. (UNSE).

Los estudios sobre tasas de mortalidad y reclutamiento permiten entender la dinámica de la vegetación y las tasas de recambio de la biomasa (Carey *et al*., 1994; Lugo y Scatena, 1996) y son determinantes de la cantidad de individuos que forman parte de la población a lo largo del tiempo. El reclutamiento es una expresión de la capacidad del bosque para incrementar el número de individuos que se incorporan desde la regeneración natural, expresando la fecundidad de las especies, el crecimiento y sobrevivencia de los renovales. La mortalidad juega un papel importante en la regulación de la población. Esto ocurre en diferentes escalas, intensidades de espacio y de tiempo, como consecuencia de procesos endógenos o exógenos, como los disturbios (Londoño y Jiménez, 1999).

En un estudio realizado en un bosque característico del Chaco Semiárido (Campo Experimental "Ing. Francisco Cantos" de la EEA INTA Santiago del Estero) con balance hídrico deficitario (evapotranspiración potencial de 1.100-1.200 mm/año y precipitación de 500 mm/año), se evaluaron las tasas de mortalidad y reclutamiento de árboles a partir de un inventario forestal continuo de 24 parcelas permanentes. La fisonomía principal del sitio es el bosque de quebracho colorado (*Schinopsis lorentzii*) y quebracho blanco (*Aspidosperma quebracho-blanco*) con una densidad de 317 árboles/ha (5,2 m^2/ha de área basal), de los cuales el 87% corresponde a ambos quebrachos, algarrobo negro (*Prosopis nigra*) y mistol (*Ziziphus mistol*).

La medición inicial se hizo en 1996 y se efectuaron remediciones luego de 4, 9, 13 y 18 años. Luego de 18 años de evaluación, se deduce que hubo un reclutamiento promedio de 71,7 árboles/ha y una mortalidad de 35,8 árboles/ha para las cuatro especies principales (tabla 10.1 cuadro 1).

Para el conjunto de especies estudiadas, la tasa de mortalidad fluctuó entre 1,45 y 1,06%, disminuyendo a medida que aumenta el número de años.

Los estudios sobre tasas de mortalidad y reclutamiento permiten entender la dinámica de la vegetación y las tasas de recambio de la biomasa (Carey *et al*., 1994; Lugo y Scatena, 1996) y son determinantes de la cantidad de individuos que forman parte de la población a lo largo del tiempo.

Esto ocurre en diferentes escalas, intensidades de espacio y de tiempo, como consecuencia de procesos endógenos o exógenos, como los disturbios (Londoño y Jiménez, 1999).

Tabla 10.1. B1. Número inicial de individuos (No), muertos (Nm), reclutados (Nr) y sobrevivientes (Ns) por hectárea en los diferentes períodos de remedición.

Especie	N_o	N_m	N_s	N_r	N_t
Período: 4 años (1996-2000)					
P. nigra	15,8	6,6	9,2	0,00	15,83
Z. mistol	30,0	0,0	30,0	0,00	30,00
A. quebracho-blanco	113,3	0,8	112,5	1,00	114,33
S. lorentzii	45,8	4,2	41,7	1,50	47,33
Total	204,9	11,7	193,3	2,50	207,49
Período: 9 años (2000-2009)					
P. nigra	16,67	9,17	7,50	0,83	17,50
Z. mistol	30,83	1,67	29,16	5,83	36,66
A. quebracho-blanco	114,17	10,00	104,17	4,17	118,34
S. lorentzii	45,83	2,50	43,33	11,67	57,50
Total	207,50	23,34	184,16	22,50	230,00
Período: 13 años (1996-2009)					
P. nigra	15,83	14,00	1,83	0,83	16,66
Z. mistol	30,00	1,67	28,33	5,83	35,83
A. quebracho-blanco	113,33	10,83	102,50	4,17	117,5
S. lorentzii	45,83	6,67	39,16	14,17	60,00
Total	204,99	33,17	171,82	25,00	229,99
Período: 18 años (1996-2014)					
P. nigra	15,83	15	0,83	3,33	19,16
Z. mistol	30,00	1,67	28,33	25,83	55,83
A. quebracho-blanco	113,33	11,67	101,66	8,33	121,66
S. lorentzii	45,83	7,50	38,33	34,17	80,00
Total	204,99	35,84	169,15	71,66	276,65

Para el conjunto de especies estudiadas, la tasa de mortalidad fluctuó entre 1,45 y 1,06% disminuyendo a medida que aumenta el número de años. En este estudio la tasa de mortalidad fue menor a lo reportado por Swaine *et al*., (1987a, 1990) para tasas anuales de mortalidad en bosques secos (1,7-2,3%).

Las tasas de reclutamiento fluctuaron entre 0 y 3,51% anual, siendo la especie *Z. mistol* la que registró las mayores incorporaciones al bosque (3,51%), seguida por *S. lorentzii* (3,14%), *P. nigra* (1,07%) y *A. quebracho-blanco* (0,39%). Estos valores fueron similares a los informados para un bosque tropical seco (1,51%) y menores a la de un bosque húmedo (2,99-4,57%) (Swaine *et al*., 1990; Nebel *et al*., 2001).

En este estudio, las tasas de reclutamiento durante los tres primeros períodos (4, 9 y 13 años) fueron menores que las de mortalidad para el conjunto de especies. Sin embargo, en el período de 18 años, el reclutamiento superó a la mortalidad en un 47%. (figura 10.1. B1). Los resultados muestran que se trata de un bosque en regeneración con mayor reclutamiento que mortalidad. Esta herramienta es necesaria para obtener información a la hora de decidir acciones de intervención silvícola en masas forestales nativas del parque chaqueño.

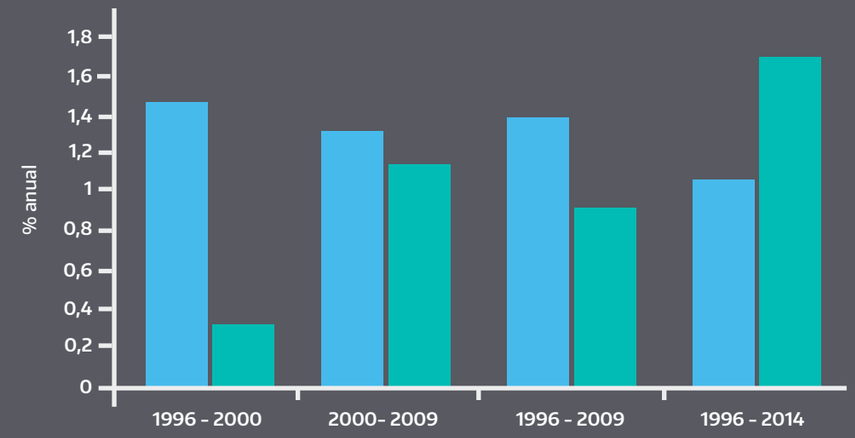


Figura 10.1. B1. Tasas de reclutamiento y mortalidad durante cuatro períodos evaluados en un bosque característico del Chaco Semiárido.

CUADRO 2

Descripción de los Procesos planta-animal-ambiente que intervienen en el Parque Chaqueño

L. Galetto[1] *y C. Torres*[1]
[1]Facultad de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales, Universidad Nacional de Córdoba e IMBIV (UNC-Conicet).

En este apartado se analizan algunos procesos en donde están involucradas distintas interacciones planta-animal-ambiente (polinización, producción de frutos, dispersión, germinación y establecimiento de renovales), focalizados en algunas de las plantas leñosas del Parque Chaqueño como ejemplos de la complejidad del atributo funcional de la biodiversidad. El objetivo es mostrar la importancia de considerar el atributo funcional en cualquier plan de manejo o restauración de este bioma a partir de analizar los antecedentes disponibles para algunos de los procesos ecológicos y especies leñosas.

Polinización: La polinización es un servicio ecosistémico comprometido seriamente en los procesos de aplicaciones de técnicas silvícolas en el Parque Chaqueño. El proceso de polinización de especies leñosas del Parque Chaqueño, en general, involucra animales y frecuentemente las interacciones entre las flores y los polinizadores son poco específicas. Es decir, un grupo numeroso de especies de polinizadores visita el conjunto de flores de las especies leñosas. Hay algunas excepciones como el tala (*Celtis erhenbergiana*) o el quebracho colorado (*Schinopsis balansae*), ya que presentan flores con caracteres típicos de la polinización anemófila, como flores de pequeño tamaño y con perianto poco llamativo, con anteras y estigmas expuestos expuestas fuera del follaje. La floración de los individuos estaminados del quebracho colorado se inicia antes y culmina después que la floración de los pies pistilados (Barberis *et al*., 2012). Además, en las flores de esta especie se han registrado visitas esporádicas de pequeñas avispas y colección de polen por especies de abejas sin aguijón (*Apidae, Meliponini*); el polen también ha sido encontrado en distintas mieles de Apis mellifera (Barberis *et al*., 2012 y bibliografía allí citada). Las flores de la gran mayoría de las especies leñosas, como *Prosopis* spp. (p. ej., *Prosopis alba*, *P. nigra*, *P. kuntzei*), *Ziziphus mistol, Caesalpinia paraguariensis*, *Acacia caven*, *A. praecox* y *A. aroma*, son visitadas por una amplia variedad de insectos (abejas, avispas, moscas, mariposas escarabajos) y presentan un sistema de incompatibilidad genética, con lo cual son altamente dependientes de los polinizadores para la producción de frutos y semillas (p. ej., Torres *et al*., 2002; Morales y Galetto, 2003; Funes *et al*., 2008; Cerino *et al*., 2015). La polinización efectuada por animales en este grupo de plantas con flores generalistas (es decir, visitada por un amplio espectro de animales polinizadores) puede ser definida como un mutualismo a nivel comunitario. Se percibe a la abeja de miel (*Apis mellifera*) como polinizador, ya que es muy común y de interés para los humanos. Sin embargo, al ser una especie exótica, no quiere decir necesariamente que sea un polinizador eficiente para las plantas leñosas nativas. Hay estudios que indican que resulta un fuerte competidor para los polinizadores nativos, lo cual determina una disminución en la producción de frutos y semillas de muchas plantas de distintos ecosistemas.

Dispersión de frutos y semillas, y germinación: La dispersión de los propágulos puede ser anemócora, como en el caso del quebracho colorado (Barberis *et al*., 2012) o el quebracho blanco, o entre las especies de lapachos (Abraham de Noir *et al*., 2002). Las sámaras o las semillas aladas son dispersadas por el viento. En el quebracho colorado se han observado casos de dispersión secundaria por el agua o por hormigas (Barberis *et al*., 2012). Sin embargo, en la gran mayoría de las especies leñosas del Parque Chaqueño la dispersión de frutos y semillas es zoócora, principalmente por endozoocoria, ya que las semillas son ingeridas y dispersadas por animales (Abraham de Noir *et al*., 2002; Marco y Paez, 2002; Ponce *et al*., 2012). Entre los principales dispersores de frutos y semillas se encuentran distintas especies de aves y también mamíferos, como zorros, vizcachas y pecaríes, o reptiles como las tortugas (Abraham de Noir *et al*., 2002; Marco y Paez, 2002; Varela y Bucher, 2002, 2006; Ponce *et al*., 2012). En las últimas décadas, el ganado doméstico tiene un importante papel en la dispersión de muchas especies de plantas leñosas nativas y exóticas (por ejemplo, Ferreras y Galetto, 2010). El cambio en el uso de la tierra y fragmentación de los bosques determina que en algunas especies (*Celtis erhenbergiana*, *Lycum cestroides* y *Zanthonxylon coco*) la remoción de frutos dispersados por aves sea más rápida en el bosque continuo que en los fragmentos (Ponce *et al*., 2012). Es decir, la dispersión biótica de frutos y semillas que, al igual que la polinización, también es afectada negativamente por las alteraciones del hábitat.

La germinación de las semillas de especies del Parque Chaqueño y en particular la del quebracho colorado presenta una alta capacidad de germinación en el verano, especialmente en los bordes de los bosques, mientras que se reduce durante el invierno (Barberis *et al*., 2012). Otras especies anemócoras como el quebracho blanco, mantienen el poder germinativo durante todo el año posterior a su dispersión, aunque con un paulatino descenso en los porcentajes de emergencia (Alzugaray *et al*., 2006). Algunas especies de plantas como Acacia o el mistol requieren que la dormición (química o física) de sus semillas sea interrumpida para su germinación, especialmente las dispersadas por animales cuando las ingieren y se debilita el epicarpo y/o mesocarpo. El fruto del mistol es una drupa con endocarpo leñoso que dificulta la germinación de las semillas a través de dormición física (Araoz y Del Longo, 2006). Asimismo, y al igual que numerosas especies de Fabaceae, las semillas de A. aroma poseen una cubierta impermeable al agua (dormición física). Una vez que las semillas han sido escarificadas germinan rápidamente a medias o altas temperaturas (Funes *et al*., 2008 y bibliografía allí citada). Estudios experimentales sobre la germinabilidad de las semillas en especies leñosas del Chaco Serrano de Córdoba (*Celtis ehrenbergiana, Condalia* spp., *Lithraea molleoides*, *Lycium cestroides* y *Zanthoxylum coco*) y que tienen dispersión endozoócora por aves, mostraron que hubo un incremento significativo en el porcentaje de germinación de las semillas que atravesaron el tracto digestivo versus las que no (control) (Díaz Vélez *et al*., 2017).

Establecimiento y regeneración: El establecimiento y regeneración de las especies leñosas del Parque Chaqueño dependen de las condiciones a escala espaciales grandes, como el cambio en uso del suelo debido a la deforestación, como de las condiciones a escala de micrositio. Por

ejemplo, en un estudio donde se estudiaron las siete especies más importantes para una región de la provincia del Chaco con Bosque de tres quebrachos, (*Schinopsis balansae, S. lorentzii, Aspidosperma quebracho-blanco, Prosopis kuntzei, Caesalpinia paraguariensis, Ziziphus mistol*, y *Cordia americana*) se encontró que la cobertura del bosque en el paisaje es más importante que el tamaño de los fragmentos para explicar la densidad y estructura poblacional (Torrella *et al*., 2015). Asimismo, las condiciones de micrositio y tipo de suelo en que se establecen plántulas de *S. balansae* influencian la tasa de crecimiento posterior. En general, el crecimiento del quebracho colorado es más rápido en suelos altos, areno-arcillo-humíferos, que en los suelos poco permeables y con alto contenido de arcilla, arena o sal (Barberis *et al*., 2012 y bibliografía allí citada). El ganado tendría un efecto negativo sobre la regeneración de varias especies leñosas ya que suele alimentarse del quebracho colorado afectando su establecimiento por pisoteo y ramoneo. En la Cuña Boscosa santafesina el daño por efecto del pastoreo bovino es mayor en *S. balansae,* que en *Prosopis nigra* y *Geoffroea decorticans* (Barberis *et al*., 2012 y bibliografía allí citada). Las plántulas de quebracho colorado son sensibles a las heladas y al fuego, mientras que una insolación intensa durante el verano puede producir daños en plántulas menores a un año. Los individuos adultos de *S. balansae* y *S. lorentzii* serían capaces de sobrevivir a intensidades moderadas de fuego debido a su gruesa corteza (Bravo, 2010; Barberis *et al*., 2012).

CUADRO 3

Síntesis de los conceptos clave sobre Sitios Ecológicos y Modelo de Estado y Transición (MET)

D. R. López[1]*; L. Cavallero*[1] *; C. Carranza*[1] *; F. Alaggia*[1]
Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria, (INTA) Estación Forestal Villa Dolores (EEA Manfredi).

En este apartado se presentan la definición de conceptos utilizados en este capítulo. El enfoque y las definiciones se adaptaron de Briske (2008), Bestelmeyer (2009), López (2011, 2013) y Peri (2017).

Sitios Ecológicos

Unidades o elementos de paisaje con características similares de suelo, topografía, formaciones geológicas y régimen climático que difieren de otras clases en: (1) la producción y la composición de especies vegetales potenciales bajo un régimen de disturbio en condiciones de referencia, que están asociadas con las propiedades del suelo, la dinámica natural de la vegetación y la capacidad de proveer de servicios ambientales. (2) Las respuestas al manejo, los procesos de degradación y restauración. Las clases del sitio ecológico se repiten en componentes similares del suelo, dentro de la misma ecorregión u otra. Cada sitio ecológico tiene un estado de referencia y un modelo específico con transición entre uno o más estados alternativos.

Conceptos del Modelo de Estados y Transiciones

Resiliencia ecológica: Capacidad de un ecosistema para absorber y/o reorganizar después de un disturbio, manteniendo la integridad estructural-funcional. Este enfoque de resiliencia asume que los ecosistemas pueden tener dos o más estados estables alternativos y enfatiza la ocurrencia potencial de transiciones entre estados, basadas en los cambios de atributos clave de su estructura y procesos organizativos. Cada estado tiene una resiliencia específica a diferentes factores de disturbio. Entonces, la resiliencia original del ecosistema está asociada a la capacidad de mantener y/o recuperar la identidad del ecosistema (i.e. el estado de referencia). La resiliencia puede evaluarse por las propiedades: (1) elasticidad o "resiliencia ingenieril" (velocidad a la que un ecosistema puede regresar a la fase o comunidad de referencia del estado de referencia) después de un disturbio, (2) amplitud (definida por el umbral más allá del cual el ecosistema disminuye significativamente o pierde su resiliencia al estado anterior o de referencia) y (3) resistencia (la sensibilidad del sistema para que ocurran cambios estructurales-funcionales o que se desencadene un procesos de degradación en respuesta a un factor de disturbio; por lo tanto, si la velocidad y magnitud de un determinado proceso de degradación es baja, esto significa una alta resistencia). Los umbrales se asocian a condiciones que modifican la estructura y la función del ecosistema más allá de los límites de la resiliencia ecológica, lo que resulta en una transición a estados alternativos (ver figura 10 1. B3 y los otros conceptos de cuadro).

Estado: Conjunto de comunidades vegetales asociadas a una dinámica temporal que ocurre bajo determinadas propiedades y rangos de factores y procesos a nivel del suelo (e.g. fluctuación estacional del nivel freático), que producen atributos persistentes a lo largo del tiempo con características y dinámicas estructural y funcional particulares de dicho estado del ecosistema (figura 10.1. B3).

Estado de referencia: Es el estado a partir del cual se pueden identificar y derivar todos los otros estados y fases del mismo sitio ecológico. Fase de referencia de un ecosistema: representa la comunidad vegetal (o fase potencial) del estado de referencia, que es la comunidad con mayor resiliencia dentro de dicho estado (es decir, hacia la fase que el sistema tiende a regresar en ausencia de factores de perturbación). Cada estado alternativo puede tener una fase potencial, que es la comunidad vegetal hacia dónde tiende cada estado del ecosistema en ausencia de factores de disturbio (por ejemplo, fases de los estados E-I, E-II y E-III de la figura 10.1. B3).Sería el estado que potencialmente puede proporcionar la mayor variedad de servicios ambientales.

Fases o comunidades de un estado: comunidades de plantas distintivas asociadas con la dinámica de diferentes niveles de variables cambiantes del suelo (ej. disponibilidad de agua) y del clima que fluctúan naturalmente a lo largo del tiempo, que caracterizan a un solo estado. El cambio de fases no representa el cruce de un umbral y también puede deberse a rotaciones con uso antrópico bajo o moderado y/o fluctuaciones climáticas (por ej., fluctuaciones de lluvias interanuales) (por ej., fases I.a y I.b para el estado I de la figura 10.1. B3). Cada estado se caracteriza por una resiliencia ecológica específica para diferentes factores de perturbación, y la dinámica entre fases del mismo estado está asociada a la resiliencia ingenieril.

Fase de referencia de un ecosistema: representa la comunidad vegetal (o fase potencial) del estado de referencia, que es la comunidad con mayor resiliencia dentro de dicho estado (es decir, hacia la fase que el sistema tiende a regresar en ausencia de factores de perturbación). Cada estado alternativo puede tener una fase potencial, que es la comunidad vegetal hacia dónde tiende cada estado del ecosistema en ausencia de factores de disturbio (por ejemplo, fases de los estados E-I, E-II y E-III de la figura 10.1. B3).

Fase de riesgo: dentro de cada estado, es la comunidad vegetal más susceptible a sufrir una transición negativa hacia un estado alternativo más degradado (i.e. a un estado con menos integridad estructural-funcional respecto de un estado de referencia). Representa a la comunidad menos resiliente dentro de un estado y por ende más susceptible a ser degradada (por ej., fase I.b de E-I, II.b de E-II y fase II.b de E-III, fig. 10.1.B3)

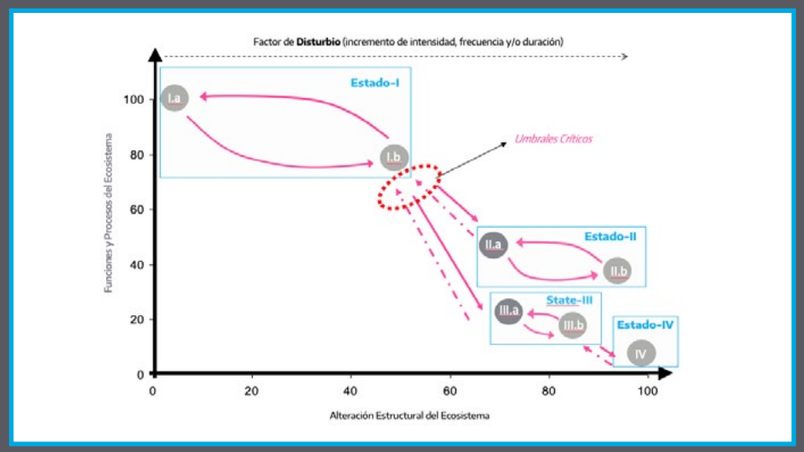
Transiciones negativas (o degradación): los mecanismos y dinámica temporal por los cuales un estado se modifica a otro estado más degradado (con niveles más bajos de integridad estructural-funcional en relación con el estado de referencia) en respuesta a sobre-uso y/o a interacción a factores ambientales (sequias extremas) (fig. 10.1. B3). Se define en función de: (i) los factores disparadores o desencadenantes (factores de disturbio naturales y/o antrópicos) que producen un proceso de cambio en un momento específico; (ii) el umbral; y (ii) el tiempo tarda en traspasar el umbral.

Disparadores: eventos, factores, procesos y/o controladores que inician una transición entre estados alternativos. Los disparadores pueden ser uno (o más) factor (es) de disturbio (por ej., sobrepastoreo y/o sequías extremas), que generan cambios estructurales-funcionales significativos en el ecosistema (i.e. disturbios

en el sistema). Si el cambio es a un estado degradado, el disparador desencadena una transición negativa (por ejemplo, un cambio determinado por la interacción entre la sequía extrema y el pastoreo). Pero si se desencadena una transición hacia un estado con una mejor integridad estructural-funcional del bosque, representa una transición positiva o de restauración (por ejemplo, un cambio desencadenado por un año muy húmedo con clausura al pastoreo y/o reforestación).

Umbral: factores y procesos bióticos y abióticos clave -modificados durante una transición negativa- que limitan (o disminuyen significativamente) la recuperación intrínseca (sin intervención o input externo del ecosistema) al estado anterior o de referencia. Esto se identifica por los valores umbral de indicadores clave. Los umbrales representan los límites estructurales-funcionales más allá de los cuales la resiliencia del ecosistema al estado anterior o de referencia se ha reducido significativamente o se perdió. Si los umbrales están asociados con la aparición de limitaciones bióticas y/o abióticas muy severas (por ejemplo, extinción local de especies, erosión del suelo), la probabilidad de que ocurra una transición al estado de referencia o al anterior es muy baja (o la restauración requerirá más tiempo y mucho input externo). En general, los estados con degradación intermedia (e.g. bosques con niveles intermedios de integridad estructural-funcional) redujeron significativamente su resiliencia al estado de referencia (i.e. el ecosistema necesita períodos de recuperación muy largos y con niveles intermedios de input en energía/trabajo/materia); mientras que los estados muy degradados han perdido la resiliencia original del ecosistema (por ejemplo, la recuperación es improbable y/o necesita insumos externos muy altos, con largos períodos de tiempo, para recuperar o rehabilitar a mejores niveles de integridad estructural-funcional) (figura. 10.1 B3).

Transiciones de restauración (o positivas): prácticas de manejo o intervenciones (y tiempos requeridos) realizadas en un estado particular, necesarias para recuperar las condiciones estructural-funcionales de un estado anterior o del estado de referencia. Además, pueden existir transiciones de rehabilitación que pretenden mejorar las condiciones estructural-funcionales de estados muy degradados, que representarían transiciones a nuevos estados (o nuevos ecosistemas, ver más en capítulo I) (figura 10.1 B3).



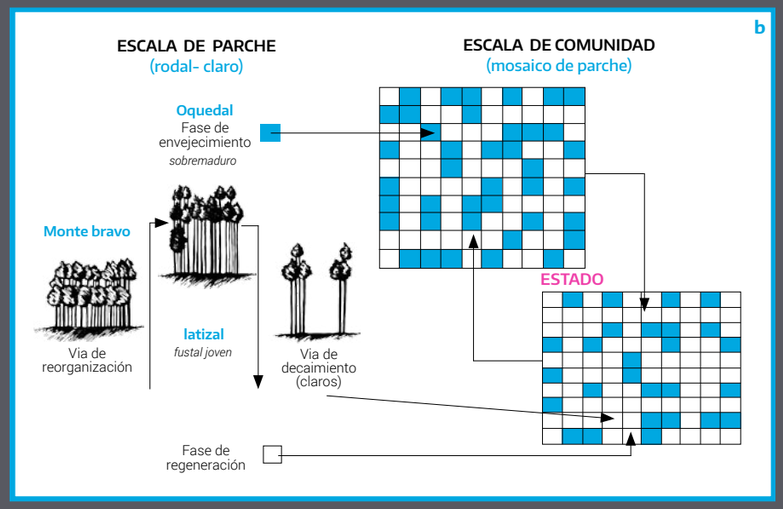


Figura 10.1. B3. (a) Esquema del Modelo Estructural-Funcional de Estado y Transición para la evaluación y manejo de ecosistemas (López *et al.*, 2011, Easdale y López, 2016). El eje x representa la degradación o alteración del estructural del ecosistema y el eje y representa las funciones y procesos clave del ecosistema. Los diferentes estados se identifican mediante recuadros y números romanos (el valor más alto indica estados más degradados), mientras que los círculos grises representarían diferentes fases dentro de cada estado (ej., fases I.a y I.b para el estado I). La probabilidad de una transición (grado de irreversibilidad luego de cruzar un umbral) se refleja por el ancho y el relleno de la flecha: transiciones negativas (más factibles que las transiciones positivas) con flechas más gruesas y rellenas; transiciones positivas (es más improbable que ocurran) con flechas delgadas, y transiciones positivas que son virtualmente improbables con flechas punteadas. Los círculos de puntos grises indican umbrales críticos. Existe una dirección implícita de incremento de la intensidad, frecuencia y / o duración del factor(es) de disturbio, desde la parte superior izquierda hacia la parte inferior derecha. Tener en cuenta que la influencia en la estructura y las funciones no es necesariamente lineal y continua. (b) Representación esquemática del equilibrio dinámico de un estado de un bosque. A la izquierda: dinámica a escala de parche de la vegetación de un bosque xerófilo en dónde se ejemplifican 4 tipo de parches (maduro u oquedal; en decaimiento o claro; en regeneración o brinzal; en re-organización o latizal), entre los cuales existe vías de dinámica natural. La vía de pasaje (dinámica) de un tipo de parche a otro pueden durar diferentes tiempos, lo que se asociaría a factores o a procesos internos (topografía y/o características ecofisiológicas especie-específica), a factores externos (ciclos de años húmedos-secos) o a la interacción de ambos, que pueden acelerar o retrasar el pasaje de un tipo de parche a otro. Esto determina que haya fluctuaciones espacio-temporales en la proporción de tipos de parches que conforma el mosaico de una comunidad vegetal. A la derecha: representación a escala de comunidad vegetal de dos fases de un mismo estado con mosaicos de bosques con distinta proporción de tipos parches. Dentro del recuadro que representa un estado, la fase ubicada hacia el vértice superior izquierdo esquematiza una fase dominada por parche en maduros y/o en vías de re-organización; mientras que el mosaico ubicado hacia el vértice inferior derecho representa una fase dominada por parches en vía de decaimiento (claros) y co-dominador por parches en brinzal y latizal (ver más en López *et al., 2011*).

CUADRO 4

Efectos de la actividad de rolado y cambios en el suelo

A. Albanesi[2]; C. Kunst[1]; A. Anriquez[2]; J. Silberman[2] R. Ledesma[1]; J. Domínguez Núñez[3], D. Grasso[4]
[1]Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria (INTA EEA Santiago del Estero) [2]Facultad de Agronomía y Agroindustrias (FAyA)-UNSE [3]Universidad Politécnica de Madrid, España. [4]Instituto Nacional de Tecnología Agropopecuaria (INTA EEA Castelar).

El suelo es un recurso natural no renovable y su pérdida no es recuperable en el marco de tiempo de una vida humana. Por lo tanto, el suelo constituye la base para el desarrollo sostenible de la producción agropecuaria y forestal. Las cuchillas del rolo no invierten el pan de tierra, sino que efectúan un corte vertical en el suelo de ancho y profundidad variable. La diferencia del rolo con otras herramientas (por ejemplo, hoja de la topadora) es que por su propia naturaleza no arrastra la capa superficial del suelo, sino que lo deja en su lugar.



Figura 10.1. B4 Efecto de 1er orden de la perturbación rolado: incorporación de materia orgánica (MOS) a través de corte de ramas con diámetro <= 2 cm, y revolvimiento de mantillo y ramas.

Las características del corte varían de acuerdo con el tamaño de las cuchillas, el peso del rolo, el tipo de suelo, y la cantidad y diámetro de las ramas de leñosas aplastadas (fig. 10.1. B4). La perturbación causada produce cambios en la fertilidad del suelo y en sus microorganismos por la brusca disponibilidad de luz solar y el revolvimiento del mantillo. Junto al ciclo del agua, se considera a la dinámica de la materia orgánica del suelo (MOS) como un proceso clave de la calidad del suelo en un contexto de rehabilitación (Albanesi, 2008).

El carbono orgánico total (COT), el carbono orgánico particulado (COP) y el nitrógeno total (Nt) son los indicadores más generalizados del contenido de la MOS en estudios de larga duración y los más importantes para explicar

la sustentabilidad agronómica y ecológica. El efecto instantáneo del rolado de baja intensidad (RBI) (1er orden) es un ingreso significativo de biomasa de origen leñoso arbustivo de diámetro <2 cm al suelo, resultante del aplastamiento producido por el rolado. Ello implica una incorporación significativa de MOS al sistema biológico del suelo. En un ensayo conducido en el Campo Experimental 'La María' (INTA EEA Santiago del Estero), se estimó que el pasaje del rolo aplastó entre 3 -10 t ha^{-1} de la vegetación leñosa de baja y mediana altura (altura £ 3 m) siendo los residuos leñosos de pequeño diámetro (tabla 10.1 cuadro 4).

Tabla 10.1. B4 Efecto de 1er orden de la perturbación rolado: incorporación de carbono y nitrógeno al suelo por aplastamiento de ramas y hojas. Planteo teórico basado en Albanesi (2008).

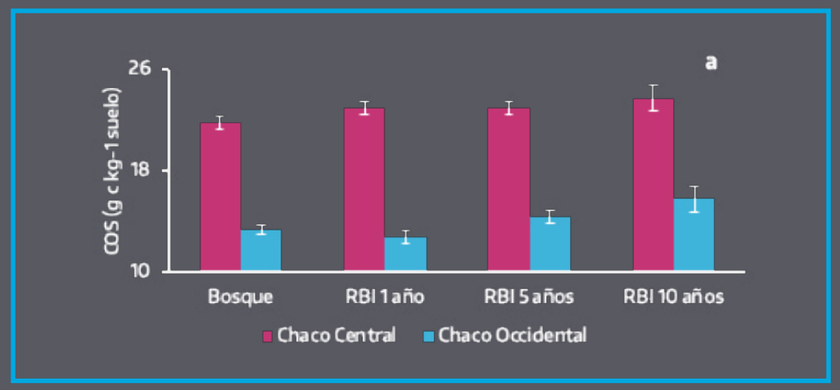
Especie	Densidad (plantas*ha^{-1})	Inmediatamente después del RBI			Un año después del RBI		Relación C:N
		kg MS*ha^{-1}	kg C ha^{-1}	kg N ha^{-1}	kg C ha^{-1}	kg N ha^{-1}	
Capparis atamisquea (atamisqui)	600	1260	630	30	315	15	21
Acacia gilliessi (garabato)	600	1260	630	22	315	11	28
Celtis eherenbergiana (tala)	600	1260	630	32	315	16	20
Otros	200	420	210	9	105	4.7	22
Total arbustos		4200	2100	94	1050	47	23
Megathyrsus maximum (diferido)		4975	2497	6	780	3	28

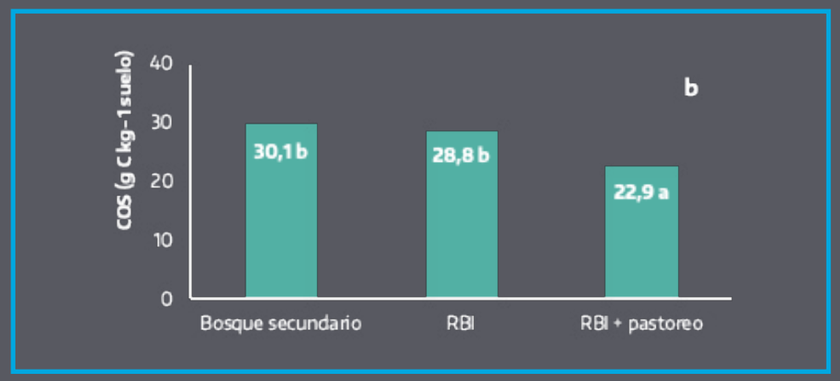
Las especies arbustivas leñosas dominantes fueron las típicas de los sitios ecológicos Alto (A) y Media Loma (ML) de la región chaqueña: *Acacia furcatispina* (garabato), *Celtis ehrenbergiana* (tala) y *Capparis atamisquea* (atamisqui) estimada de ≈1260 Kg MS de arbustos ha^{-1} cada una. De ésta biomasa se consideró que un 50% es carbono (C) y que al año de realizado el rolado se mineraliza un 50% del C y N (tabla 10.1. B4). Los procesos que se inician luego del aplastamiento son la mineralización o descomposición de la MOS, mediados por los microorganismos del suelo y regulados principalmente por el clima, el tipo de sustrato y su relación C:N

(calidad de sustrato). La actividad microbiana puede mineralizar o inmovilizar el nitrógeno, es decir que puede suministrar formas disponibles al suelo o contribuir con biomasa microbiana al mismo, respectivamente. La relación C:N es el factor que determina el tipo de proceso que predomina (Albanesi 2008). Un año después de la perturbación inicial (efecto de 2do orden), la relación C:N de la mayoría de los residuos de los principales arbustos fue menor a 25, evidenciando el predominio del proceso de mineralización, es decir que hubo nutrientes en disponibilidad para el crecimiento vegetal. La acumulación de material vegetal mejoró la disponibilidad de sustrato nitrogenado y energético y por lo tanto aumentó la tasa de mineralización neta. La relación C:N del tejido de *Gatton panic* fue muy elevada lo que indica que el aporte como residuo al suelo involucraría una inmovilización de N del mismo, implicando más sustrato nitrogenado disponible en un próximo período húmedo. El rolado selectivo no modifica la cantidad ni la dinámica del COT y el Nt; y por lo tanto mantiene las reservas y la variabilidad natural de la materia orgánica del suelo (Albanesi *et al.,* 2008). El rolado disminuye el valor del COT en la temporada siguiente a su aplicación debido a que favorece los procesos de mineralización. Esta disminución del COT se produce en mayor medida en el suelo bajo el dosel arbóreo porque en estos micrositios existe una fracción de MOS de mayor disponibilidad que se mineraliza. El Nt aumenta, posiblemente debido a que el mayor aporte de residuos vegetales y el aumento en la mineralización generan mayor disponibilidad de N el cual en esta estación de crecimiento aún no es aprovechado eficazmente por las pasturas que aún no alcanzaron los mayores requerimientos de nutrientes. La conservación del COS en bosques semiáridos es sumamente importante, porque una vez que el C se pierde por mineralización, se requieren entre 30 y 50 años para su recuperación (Basualdo *et al*., 2016, De Araújo Filho *et al*., 2018). El contenido de ambos indicadores son clave en la calidad del suelo (Andriulo e Irizar, 2017). Investigaciones en el Chaco Central y Occidental sugieren que el RBI es una práctica adecuada para el desarrollo de planteos silvopastoriles en la Región Chaqueña porque conserva la calidad del suelo (Kunst *et al*., 2016). Una vasta experiencia sugiere que los planteos silvopastoriles de la Región Chaqueña tienen gran potencial para secuestrar carbono en el suelo, pero se debe ser cuidadoso porque gran parte del mismo está contenido en formas lábiles. Un manejo inadecuado del pastoreo derivará en liberación de carbono a la atmósfera en forma CO2 (Albanesi *et al*., 2013; Kunst *et al*., 2016; Silberman *et al*., 2015; Silberman, 2016, Schulz *et al*., 2016). (Anriquez *et al.,* 2011) informaron que una carga animal = 1,1 UG ha^{-1} disminuye el COS. Sin embargo, (Silberman *et al.,* 2017) informaron que una baja carga animal (0,5 UG ha^{-1}) conserva y/o mejora las reservas del COS (figura 10.2 A, B, C. cuadro 4).



(Foto: Cyntia Cavilla).





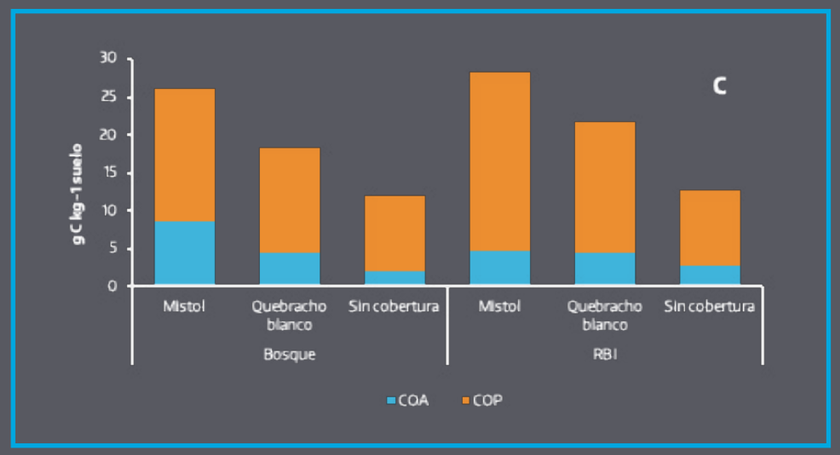
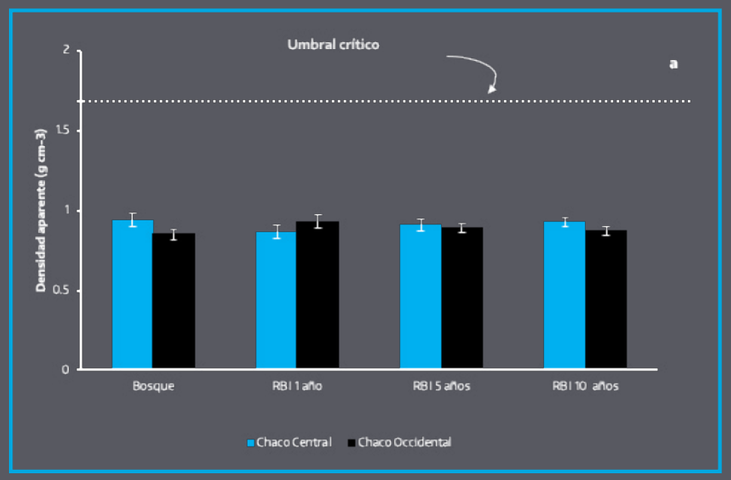


Figura 10.2. B4 (a). Promedio de carbono orgánico del suelo (COS) en bosques y sistema silvopastoriles (RBI) de diferentes edades en dos sitios (Chaco Central y Occidental). RBI incluye un pastoreo controlado de 0,5 UG ha^{-1} (Adaptado de Silberman *et al.*, 2017). (b) Valores medios de carbono orgánico del suelo (COS) en bosques y RBI. Las parcelas con RBI incluyen un pastoreo controlado de 1,1 UG ha^{-1}. (c) COA y COP bajo distintas coberturas arbóreas.



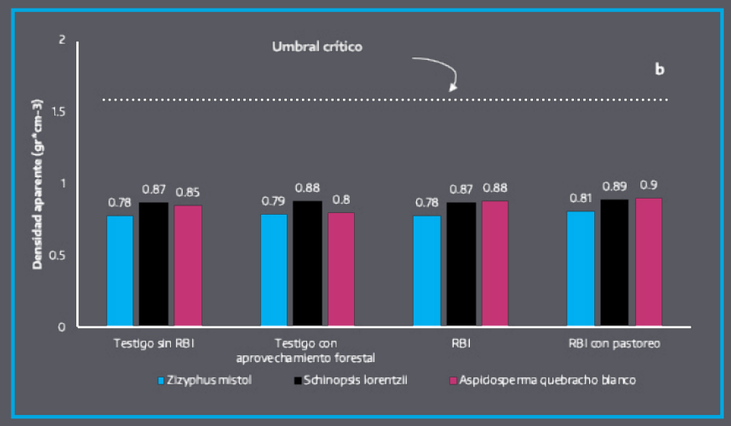


Figura 10.3. B4
Cambios en la densidad aparente promedio del suelo en: A. Bosques sin tratar y bajo RBI de diferentes edades en el Chaco Central y Occidental (Silberman 2016). B. Bajo dosel de 3 especies arbóreas chaqueñas, promedio 2008–2010, Campo Experimental 'La María', suelo con textura limosa, 560 mm precipitación promedio. Umbral crítico Dap para suelos limosos = 1,65 Mg*m-^{3} (Líneas en trazos). Adaptado de (Anríquez *et al.*, 2011).

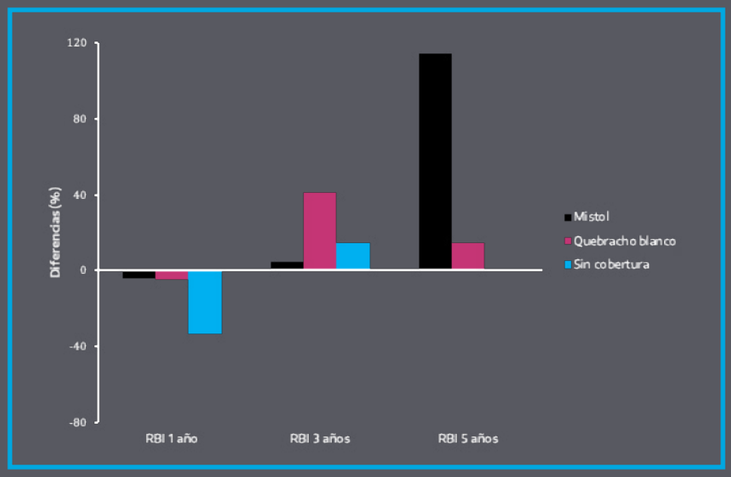


Figura 10.4. B4
Diferencias porcentuales en el contenido de nitrógeno total entre RBI de diferentes edades y áreas sin cobertura. Las parcelas con RBI incluyen un pastoreo controlado de 0.5 UG ha^{-1}. Adaptado de (Silberman *et al.*, 2015)

Carbono orgánico particulado (COP)

El COP representa más del 60% del COS en los bosques de la Región Chaqueña, implicando que una gran proporción del carbono se encuentra en formas lábiles, siendo muy sensible a la mineralización (Albanesi *et al*., 2003; Anriquez *et al*., 2005; Rojas *et al*., 2016). Bajo la canopia de los árboles el COP aumenta en proporción con respecto al COT en áreas roladas, sugiriendo que existe más cantidad de C asociado a macroagregados grandes y pequeños más desprotegidos de la acción microbiana (Cambardella y Elliot, 1992). Es evidente que la especie *Ziziphus mistol* contribuye con una mayor cantidad de residuos y tiene mayor impacto sobre el incremento de MOS, no obstante esta especie presenta la menor abundancia relativa. Por otra parte, *Aspidosperma quebracho blanco* tiene un rol destacado porque presenta mayor abundancia relativa, aunque con menores contenidos de MOS.

Densidad aparente

El proceso de eliminación de aire de los espacios vacíos del suelo se define como compactación, con el consiguiente aumento de la densidad aparente (Dap, gr* cm^{-3}): disminución de la porosidad, resistencia a la penetración de las raíces y una modificación de la infiltración del agua de lluvia. El pasaje de herramientas pesadas como el rolo y su maquinaria de tracción puede generar compactación. Los estudios realizados hasta ahora en la región chaqueña indican que el 'efecto rolo' sobre la Dap es de muy corta duración en el tiempo (Anriquez *et al*., 2011, figura 10.3 B4). El efecto de primer orden del RBI sobre la Dap es nulo, incluso puede mejorar la misma (Cantú Silva *et al*., 2017). Los cambios de 2do orden producidos por el pasaje del rolo no deben confundirse con los causados por el pastoreo animal a mediano y largo plazo. El manejo del pastoreo, compuesto por la carga animal y la frecuencia es un aspecto clave en el manejo de un planteo silvopastoril.

Respiración del suelo (RE)

Esta disminuye inmediatamente después del RBI porque la biota heterótrofa inmoviliza temporalmente los nutrientes del suelo al degradar los residuos semi incorporados por el rolo (Anríquez *et al*., 2005, Silberman, 2016). Con el transcurso del tiempo, la RE aumenta debido a: (a) la paulatina disminución de la relación C:N de los residuos semi-incorporados; (b) modificaciones en la calidad de los mismos por aumento de la fracciones de mayor labilidad aportadas por las pasturas exóticas y nativas (Anderson e Ingram, 1989); y (c) por ingreso de mayor radiación a causa de la reducción de la biomasa leñosas aérea que favorece la actividad microbiana y descomposición de residuos. Otro factor que incide en la respiración del suelo es la cobertura arbórea. La RE es menor en las áreas sin cobertura arbórea, intermedia debajo de Aspidosperma quebracho blanco y mayor bajo el dosel de Ziziphus mistol por el mayor aporte de residuos por parte de esta última especie (Silberman *et al*., 2015).

Nitrógeno

El nitrógeno es el nutriente más importante, después del agua, en ambientes semiáridos. Investigaciones llevadas a cabo en el INTA Santiago del Estero evidencian que un año luego de la implementación del RBI, el N del suelo disminuyó producto de la alta demanda de las pasturas, y este balance negativo fue más pronunciado en las áreas sin cobertura arbórea (figura 10.4. B4). Luego de tres años de la aplicación de RBI, fue notable el beneficio de los sistemas silvopastoriles (SSP) sobre el contenido de N del suelo (figura 10.4. B4), especialmente en las áreas bajo la cobertura de Ziziphus mistol (Silberman *et al*., 2015), ya que el mantillo aportado por esta especie supera en cantidad y en contenido de proteína bruta a Aspidosperma quebracho blanco. Otro aspecto fundamental del RBI es que incrementa la humedad del suelo generando microhábitats anaerobios que favorecen el crecimiento de microorganismos fijadores de nitrógeno. Esto es sumamente importante ya que las entradas de N a través de la fijación biológica compensarían en parte el nitrógeno que se exporta del sistema como carne.



(Foto: Cyntia Cavilla).

Bibliografía

Abraham de Noir, F., Bravo, S., & Abdala, R. 2002. Mecanismos de dispersión de algunas especies de leñosas nativas del Chaco Occidental y Serrano. Quebracho-Revista de Ciencias Forestales, (9): 140-150

Abraham de Noir, F., Bravo, S., & Abdala, R. 2002. Mecanismos de dispersión de algunas especies de leñosas nativas del Chaco Occidental y Serrano. Quebracho-Revista de Ciencias Forestales, (9): 140-150.

Acuña, R. y M. Juárez. 2001. Intercepción de la precipitación en el Chaco semiárido (Argentina). Rev. FCA UNCuyo 23: 75-79.

Aguilar C., M. y C. Reynel R. 2011. Dinámica forestal y regeneración en un bosque montano nublado de la selva central del Perú. Universidad Nacional Agraria de la Molina, Herbario de la Facultad de Ciencias Forestales, 2 ed. Asociación Peruana para la Promoción del Desarrollo Sostenible (APRODES), Lima, Perú.

Aguilar, R., Ashworth, L., Galetto, L., & Aizen, M. A. 2006. Plant reproductive susceptibility to habitat fragmentation: review and synthesis through a meta analysis. Ecology letters, 9(8), 968-980.

Aizen, M. A., & Feinsinger, P. (1994). Forest fragmentation, pollination, and plant reproduction in a Chaco dry forest, Argentina. Ecology, 75(2), 330-351.

Aizen, M. A., Ashworth, L., & Galetto, L. 2002. Reproductive success in fragmented habitats: do compatibility systems and pollination specialization matter?. Journal of Vegetation Science, 13(6), 885-892.

Albanesi, A. 2008. Rolado y Suelos. En: Kunst C; R Ledesma & M Navall (eds). RBI. Rolado Selectivo de Baja Intensidad. Ediciones INTA. 139 pp.

Albanesi, A., Anriquez, A., Sánchez, A. 2003. Efectos de la agricultura convencional sobre algunas formas del C en una toposecuencia de la Región Chaqueña, Argentina. Agriscientia,20.

Albanesi A., Kunst C., Anriquez A., Silberman J., Ledesma R., Navall M., Dominguez Nuñez J., Duffau R., Suarez R., Werenitzky D., Raña E., Sokolic L., Coria D., Coria O. 2013. Rolado selectivo de baja intensidad y sistemas silvopastoriles de la Región Chaqueña. En: Albanesi A.; Paz R.;. Sobrero M., Helman S., Rodriguez S. Hacia la construcción del desarrollo agropecuario y agroindustrial. De la FAyA al NOA. Universidad Nacional de Santiago del Estero. Ediciones Magna. 360p.

Allan, E., Manning, P., Alt, F., Binkenstein, J., Blaser, S., Blüthgen, N., & Kleinebecker, T. 2015. Land use intensification alters ecosystem multifunctionality via loss of biodiversity and changes to functional composition. Ecology letters, 18(8), 834-843.

Allen CR, Cumming GS, Garmestani AS, Taylor PD, Walker BH 2011 Managing for resilience. Wildlife Biology 17:337-349

Allen CR, Garmestani AS (Eds.) 2015 Adaptive Management of Social-Ecological Systems Editors: ISBN: 978-94-017-9681-1 (Print) 978-94-017-9682-8 (Online).

Allen CR, Graeme S. Cumming, Ahjond S. Garmestani, Phillip D. Taylor & Brian H. Walker. 2011. Managing for resilience. Wildl. Biol. 17: 337-349.

Alessandria E., U. Karlin, J. Casermeiro y R. Ferreyra. 1987. Repuesta de algunos caracteres estructurales de la vegetación resultante de un rolado ante diferentes presiones de pastoreo. Memoria 1eras Jornadas Nacionales de Zonas Aridas y Semiáridas, pag. 339-341.

Alzugaray, C., Carnevale, N. J., Salinas, A. R., & Pioli, R. 2006. Calidad de semillas de *Aspidosperma* quebracho-blanco Schlecht. Quebracho (Santiago del Estero), (13), 26-35.

Anderson J.E., Ingram J. 1989. The tropical soil biology and fertility programme, TSBF, C.A.B. Intern. (ed), Wallingford, UK. 171 p.

Andriulo E., Irizar A. 2017. La materia orgánica como indicador base de la calidad del suelo. En: Wilson M. (Ed). Manual de indicadores de calidad del suelo para ecorregiones de Argentina. 1ª ed. Entre Rios: Ediciones INTA. 294p.

Angella G.; Prieto D.; Soppe R., 2004. Eficiencia de riego en el área de riego del Río Dulce, Santiago del Estero, Argentina INTA-EEA Santiago del Estero.

Angueira, C. 1986. Geomorfología de la provincia de Santiago del Estero. Curso Taller Internacional "Desmonte y habilitación de tierras en zonas semiáridas". Santiago del Estero, Red de Cooperación Técnica en uso de Recursos Naturales-FAO 1:32-54.

Anriquez A., A. Albanesi, C. Kunst, R. Ledesma, C. López, A. Rodríguez Torresi, J. Godoy. 2005. Rolado de fachinales y calidad de suelos en el Chaco occidental, Argentina. Revista Ciencia del Suelo 23 (2) 145-157.

Anriquez A., Albanesi A., Silberman J., Kunst C., Suarez R., Domínguez Nuñez J. 2011. Densidad aparente y materia orgánica del suelo en rolados del Chaco semiárido. p. 299-304. En: Arroquy J., Ledesma R., Roldán Bernhard S., Gómez A. Actas 2do Congreso Nacional de Sistemas Silvopastoriles. Ediciones INTA. ISBN 878-987-679-123-6.

Araoz, S. D., & Del Longo, O. T. 2006. Tratamientos pregerminativos para romper la dormición física impuesta por el endocarpo en *Ziziphus mistol Grisebach.* Quebracho (Santiago del Estero), (13), 56-65.

Araujo, P.A. 2003. Bases para la gestión sostenible de bosques en regeneración del Chaco Semiárido. Tesis Doctoral, Escuela Superior de Ingenieros de Montes, Universidad Politécnica de Madrid.

Arshad, M. y S. Martin. 2002. Identifying critical limits for soil quality indicators in agro-ecosystems.Agriculture, Ecosystems and Environment 88: 153-160.

Asquith, N. 2002. La dinámica del bosque y la diversidad arbórea. In Ecología y Conservación de Bosques Neotropicales, M. Guariguata y G. Catan, comp. Libro Universitario Regional, Costa Rica. p. 379-406.

Assadourian C S 1983 El sistema de la economía colonial: el mercado interior, regiones y espacio económico. Editorial Nueva Imagen. Mexico DF. 367 p.

Assman E. 1970.The principles of forest yield study. Pergamon Press. Oxford. 506p.

Barberis, I. M., Mogni, V., Oakley, L., Alzugaray, C., Vesprini, J. L., & Prado, D. E. 2012. Schinopsis balansae Engl. (*Anacardiaceae*). Kurtziana, 37(2), 59-86.

Barchuk, A., Martínez, M., & Donato, V. 2015. Riesgos ambientales ante el cambio de usos de suelo en Sierras Chicas. tecYt, (2). Facultad de Arquitectura, Urbanismo y Diseño, U.N.C. ISSN electrónico 2525-1031. Disponible en: https://revistas.unc.edu.ar/index.php/tecytarticlreview/15293/15185

Basualdo M., Paruelo J., Piñeiro G. 2016. Cambios en el carbono y nitrógeno orgánico del suelo en bosques remanentes, cultivos y bosques secundarios post-agrícolas en el Chaco Semiárido. VI Reunión binacional de ecología. XXVII Reunión Argentina de Ecología. Puerto Iguazú, Argentina.

Berkes F, Colding J, Folke C 2003 Navigating Social-ecological Systems: Building Resilience for Complexity and Change. Cambridge University Press, Cambridge, UK. Ecology and Society 9:1

Bestelmeyer BT, Briske DD. 2012. Grand Challenges for Resilience-Based Management of Rangelands. Rangeland Ecology and Management 65:654-663

Bestelmeyer BT, Goolsby D, Archer S. 2012a. Spatial perspectives in state-and-transition models: a missing link to land management? Journal of Applied Ecology 48: 746-757.

Bestelmeyer, B. T., & Briske, D. D. 2012b. Grand challenges for resilience-based management of rangelands. Rangeland Ecology & Management, 65(6), 654-663.

Bestelmeyer, B. T., Ash, A., Brown, J. R., Densambuu, B., Fernández-Giménez, M., Johanson, J., & Shaver, P. 2017. State and Transition Models: Theory, Applications, and Challenges. In Rangeland systems (pp. 303-345). Springer, Cham.

Bestelmeyer, B. T., Tugel, A. J., Peacock Jr, G. L., Robinett, D. G., Shaver, P. L., Brown, J. R., ... & Havstad, K. M. 2009. State-and-transition models for heterogeneous landscapes: a strategy for development and application. Rangeland Ecology & Management, 62(1), 1-15.

Bhojvaid P.P. & Timmer V.R. 1998. Soil dynamics in an age sequence of *Prosopis juliflora* planted for sodic soil restoration in India. Forest Ecology and Management 106(2-3):181-193.

Blanco, L. J., Ferrando, C. A. & Biurrun, F. N. 2009. Remote sensing of spatial and temporal vegetation patterns in two grazing systems. Rangeland ecology & management, 62(5), 445-451.

Blanco, V. & Waltert, M. 2013. Does the tropical agricultural matrix bear potential for primate conservation? A baseline study from Western Uganda. Journal for Nature Conservation 21(6):383–393

Boletta, P.E. 1989 Clima. In R.R. Casas (Coord.): Desmonte y habilitación de tierras en la Región Chaqueña Semiárida. Red de Cooperación Técnica en Uso de los Recursos Naturales de la Región Chaqueña Semiárida de Argentina, Bolivia y Paraguay. FAO, Oficina Regional para América Latina y el Caribe. Santiago, Chile. p. 7-21.

Borrás M., Manghi E., Miñarro F., Monaco M., Navall M., Peri P., Periago M.E., Preliasco P. 2017. Acercando el Manejo de Bosques con Ganadería Integrada al monte chaqueño. Una herramienta para lograr una producción compatible con la conservación del bosque. Buenas prácticas para una ganadería sostenible. Kit de extensión para el Gran Chaco. Fundación Vida Silvestre Argentina. Buenos Aires.

Brassiolo, M y Gómez C. 2004. Manejo de la regeneración natural del paraíso (Melia azedarach) en el Chaco Húmedo, Quebracho 11:42-53

Brassiolo, M., Tasso, A.; Abt, M. y G Merletti. 2004. Diagnóstico socioeconómico y de uso del suelo en la Zona de Amortiguamiento del Parque Copo. Red Agroforestal Chaco.

Brassiolo, M.; Gómez, C.; Kees, S.; Guzmán, A. 2009. Comparación de dos métodos e intensidad de corta en un bosque alto del Chaco húmedo. XIII Congreso Forestal Mundial. Buenos Aires. Argentina.

Brassiolo, M.; Araujo, P.; Díaz Lanes, F. y Bonelli, L.. 2007. Guías de prácticas sostenibles para las áreas forestales de la provincia de Santiago del Estero – Manejo Forestal. Anexo II de la Ley Provincial 6841 "Conservación y uso múltiple de las áreas forestales de Santiago del Estero".

Brassiolo M., Renolfi R., Gräfe W., Fumagalli A. 1993. Manejo silvopastoril en el Chaco semiárido. Quebracho 1: 15-28

Bravo S. 2010. Anatomical changes induced by fire-damaged cambium in two native tree species of the Chaco region, Argentina. IAWA J. 31: 283-292.

Briske DD, Fuhlendorf SD, Smeins F. E. 2005. State-and-transition models, thresholds, and rangeland health: a synthesis of ecological concepts and perspectives. Rangeland Ecology & Management 58: 1-10.

Briske DD, Fuhlendorf SD, Smeins FE. 2006 A unified framework for assessment and application of ecological thresholds. Rangeland Ecology & Management 59: 225-236.

Briske, D. D., Bestelmeyer, B. T., Brown, J. R., Brunson, M. W., Thurow, T. L., & Tanaka, J. A. 2017. Assessment of USDA NRCS rangeland conservation programs: recommendation for an evidence based conservation platform. Ecological Applications, 27(1), 94-104.

Brown, A., Martínez Ortíz, U., Acerbi, M. & Corcuera, J. 2006. Ecorregión Chaco seco. Fundación Vida Silvestre Argentina, Buenos Aires.

Cabrera, A. L. 1976. Regiones Fitogeográficas de la República Argentina. Fasc. 1. Enciclopedia Argentina de la Agricultura y la Jardinería, 2º Ed. Tomo II, Editorial ACME S.A.C.I., Buenos Aires

Cáceres, D. M. 2015. Accumulation by dispossession and socio environmental conflicts caused by the expansion of agribusiness in Argentina. Journal of Agrarian Change, 15(1), 116-147.

Cambardella, C. & E. Elliot. 1992. Particulate soil organic-matter changes across a grassland cultivation sequence. Soil Sci. Soc. Am. J. 56: 777-783.

Cantú Silva I., Pando Moreno M., González Rodríguez H., Kubota T. 2017. Efectos del rodillo aireador y el fuego en las propiedades físicas e hidrológicas del suelo en matorrales de Coahuila, México. Agrociencia 51: 471-485.

Capitanelli, R. G. 1979. Clima: 45-138. Geografía física de Provincia de Córdoba. Boldt, Buenos Aires.

Carey, E.V., S. Brown, A.J. Gillespie and A.E. Lugo. 1994. Tree mortality in mature lowland tropical moist and tropical lower montane moist forests of Venezuela. Biotropica 26(3): 255-265.

Carranza C. A. y Ledesma. M. 2013. El desafío de manejar Sistemas Silvopastoriles sobre Bosque Nativo. En Actas (CD) 4° Congreso Forestal Argentino y Latinoamericano, Misiones, 23 al 27 de sept 2013. file:///D:/ponencias/ponencias_orales.html . 11pp . ISSN 1669-6786

Carranza CA 2009. Sistemas silvopastoriles en bosque nativo del Chaco Argentino. En Actas 1er. Congreso Nacional de Sistemas Silvopastoriles (Posadas, Argentina), 14-16 May, Conferencias, 10 pp, web: http://www.sidalc.net/cgi-bin/wxis.exe/?IsisScript=inta2.xis&method=post&formato=2&-cantidad=1&expresion=mfn=057051

Carranza, C. A., & Ledesma, M. 2009. Bases para el manejo de sistemas silvopastoriles. XIII Congreso Forestal Mundial (p. 9).

Carranza, C., & Ledesma, M. 2005. Sistemas silvopastoriles en el Chaco Árido. IDIA XXI Forestales. INTA, 8, 240-246.

Carranza, M. L., Hoyos, L., Frate, L., Acosta, A. T., & Cabido, M. 2015. Measuring forest fragmentation using multitemporal forest cover maps: Forest loss and spatial pattern analysis in the Gran Chaco, central Argentina. Landscape and Urban Planning, 143, 238-247.

Carvajal-Venegas, D. y Calvo-Alvarado, J.C. 2013. Tasas de crecimiento, mortalidad y reclutamiento de vegetación en tres estadios sucesionales del bosque seco tropical, Parque Nacional Santa Rosa, Costa Rica. Revista Forestal Mesoamericana Kurú, 10(25), 1-12. Recuperado de http://www.tecdigital.itcr.ac.cr/servicios/ojs/index.php/kuru/article/view/1371/1267

Cavallero L., López D.R., Raffaele E. & Aizen M.A. 2015. Structural-functional approach to identify post-disturbance recovery indicators in forests from northwestern Patagonia: a tool to prevent state transitions. Ecological Indicators 52, 85-95.

Cerdá, A. 1996. Seasonal variability of infiltration rates under contrasting slope conditions in southeast Spain. Geoderma 69: 217-232

Cerino, M. C., Richard, G. A., Torretta, J. P., Gutiérrez, H. F., & Pensiero, J. F. 2015. Reproductive biology of *Ziziphus mistol Griseb.*(Rhamnaceae), a wild fruit tree of saline environments. Flora-Morphology, Distribution, Functional Ecology of Plants, 211, 18-25.

Cid Lendinez, D.; Iturre, M.; Araujo, P. y González García C. 2013. Crecimiento del área basal en parcelas permanentes de inventario forestal continuo. Revista Quebracho (Santiago del Estero). vol.21, n.2. pp.115-120.

Cisneros,J., Degioanni A.; Cantero J. & Cantero A., 2008. Caracterización y manejo de suelos salinos en el área pampeana. Pp. 17-46.

Condit, R., S.P. Hubbell and R.B. Foster. 1995. Mortality rates of 205 neotropical tree and shrub species and the impact of a severe drought. Ecol. Monogr. 65(4):419-439.

Conroy, M., and J. Peterson. 2013. Decision making in natural resource management: A structured, adaptive approach. Wiley-Blackwell

COTBN 2009. Comisión de Ordenamiento Territorial del Bosque Nativo. Fuente: https://sites.google.com/site/ley-debosquescordoba/quienes-somos-1; https://docs.google.com/viewer?a=v&pid=sites&srcid=ZGVmYXVsdGRvbWFpbnxsZXlkZWJvc3F1ZXNjb3Jkb2JhfGd4OjM2MmEzMGIwN2E0YjQxNzc

Chandler, R. B., King, D. I., Raudales, R., Trubey, R., Chandler, C., & Arce Chávez, V. J. 2013. A small scale land sparing approach to conserving biological diversity in tropical agricultural landscapes. Conservation Biology, 27(4), 785-795.

Chapin III, F. S., Carpenter, S. R., Kofinas, G. P., Folke, C., Abel, N., Clark, W. C., & Berkes, F. 2010. Ecosystem stewardship: sustainability strategies for a rapidly changing planet. Trends in ecology & evolution, 25(4), 241-249.

Chazdon, R. L., Harvey, C. A., Komar, O., Griffith, D. M., Ferguson, B. G., Martínez Ramos, M., Nigh, N., Soto-Pinto, L., van Breugel, M. & Philpott, S. M. 2009. Beyond reserves: A research agenda for conserving biodiversity in human modified tropical landscapes. Biotropica, 41(2), 142-153.

Dargoltz R. 2018. Hacha y quebracho, historia ecológica social de Santiago del Estero. V Edición Corregida y aumentada. MV Marcos Vizoso Edita

Day K.; 1998. Stocking standards for uneven-aged interior Douglas fir. In Vyse A, C Hollstedt, D Huggard (eds.) Managing the dry Douglas-fir forests of the southern interior: Workshop Proceedings. Victoria, Canada. B.C. Min. For. p. 37-52

De Araújo Filho R., dos Santos Freire M., Wilcox B., West J., B Freire F., Marques F. 2018. Recovery of carbon stocks in deforested caatinga dry forest soils requires at least 60 years. Forest Ecology and Management 407: 210–220.

DI Rienzo J., Casanoves F., Balzarini M. González L., Tablada, M., Robledo C. InfoStat versión 2018. Grupo InfoStat, FCA, Universidad Nacional de Córdoba, Argentina. URL http://www.infostat.com.ar

Díaz S, Lavorel S, de Bello F, Quétier F, Grigulis K, Robson‡TM 2007. Incorporating plant functional diversity effects in ecosystem service assessments. PNAS 104:20684-20689

Díaz Vélez, M. C., Ferreras, A. E., Silva, W. R., & Galetto, L. 2017. Does avian gut passage favour seed germination of woody species of the Chaco Serrano Woodland in Argentina? Botany, 95(5), 493-501.

Easdale MH (2007) Los sistemas agropecuarios en los valles cordilleranos de Patagonia norte y su posible evolución. Cuadernos de Desarrollo Rural 58:11-35.

Easdale MH, López DR 2016 Sustainable livelihood approach from the lens of the state and transition model in semi-arid pastoral systems. The Rangeland Journal 38:541-551

Easdale MH, Rosso H 2010 Dealing with drought: social implications of different smallholder survival strategies in semi-arid rangelands of Northern Patagonia, Argentina. The Rangeland Journal 32:247-255.

Edwards, D. P., Hodgson, J. A., Hamer, K. C., Mitchell, S. L., Ahmad, A. H., Cornell, S. J. & Wilcove, D. S. (2010). Wildlife friendly oil palm plantations fail to protect biodiversity effectively. Conservation Letters, 3(4), 236-242.

Etter, A. 1991. Introducción a la ecología del paisaje: un marco de integración para los levantamientos ecológicos. Documento inédito, Instituto Geográfico Agustín Codazzi, Bogotá.

Everitt, S.; Der, G. 1996. Handbook of Statistical Analyses using SAS. Ed. Chapman & Hall/CRC. 158 pp.

Ewers, R. M., Scharlemann, J. P., Balmford, A., & Green, R. E. (2009). Do increases in agricultural yield spare land for nature? Global Change Biology, 15(7), 1716-1726.

FAO, 2002. Kenneth K. Tanji y Neeltje C. Kielen. Agricultural Drainage Water Management in Arid and Semi-Arid Areas.

Ferreras, A. E., & Galetto, L. 2010. From seed production to seedling establishment: important steps in an invasive process. Acta Oecologica, 36(2), 211-218.

Fischer, J., Abson, D. J., Butsic, V., Chappell, M. J., Ekroos, J., Hanspach, J., Kummerle, T., Smith H. G. & Wehrden, H. 2014. Land sparing versus land sharing: moving forward. Conservation Letters, 7(3), 149-157.

Fischer, J., Thompson, N. W. & Harrison, J. W. 2014. Traumatic instability of the wrist. Diagnosis, classification, and pathomechanics. In Classic Papers in Orthopaedics (pp. 353-355). Springer London.

Folke C, Carpenter S, Emqvist T, Gunderson L, Holling CS, Walker B 2002 Resilience and sustainable development: building adaptive capacity in a world of transformations. Ambio 31:437–440.

Folke, C (2006) Resilience: The emergence of a perspective for social-ecological systems analyses. Global Environmental Change16:253-267

Funes, G., Venier, P., Galetto, L., & Urcelay, C. 2008. Acacia aroma Gillies ex Hook. & Arn. Kurtiziana, 33, 55-65.

Gadow, K., Pérez Antelo, A., Rojo Alboreca, A, y Corral Rivas, J., 2013: Definiendo Estructuras Sostenibles en Bosques Irregulares. In: Vargas Larreta, B., 2013: Presente y Futuro de los Bosques; Sierke Verlag: 43-53

Gadow, K., S. Sánchez-Orois y O.A. Aguirre-Calderón. 2004. Manejo forestal con bases científicas. Madera y Bosques 10(2):3-16

Galera, M. 1990. Dinámica y manejo de bosques xerofiticos del chaco árido y comunidades sustitutivas post-tala, rolado, con pastoreo en el Noroeste de la Provincia de Córdoba. Argentina. Taller interregional Africa/America Latina. MAB. Unesco. Chile.

Galetto L., Aguilar R., Musicante M., Astegiano J., Ferreras A., Jausoro M., Torres, C., Ashworth L. & Eynard C. 2007 Fragmentación de hábitat, riqueza de polinizadores y reproducción de plantas nativas en el Bosque Chaqueño de Córdoba, Argentina. Ecología Austral 17: 67-80.

Galetto, L. & Torres, C. 2015. La diversidad de ecosistemas en Córdoba. En: Retos para la enseñanza de la biodiversidad hoy. Aportes para su enseñanza en la escuela secundaria, Bermudez G. & De Longhi, A. (eds.). Editorial de la FCEFyN, Universidad Nacional de Córdoba. Pp. 57-88.

Galizzi F., Angueira C., Prieto D., 1998 Suelos de la planta piloto de drenaje del INTA Santiago del Estero Quebracho N° 7: (52-60).

Gallopín, G. C. 2006. Linkages between vulnerability, resilience, and adaptive capacity. Global environmental change, 16(3), 293-303.

García C., Hernandez T., Roldan A., Albaladejo J. 1997. Biological and biochemical Quality of a Semiarid Soil after Induced Devegetation. J. Environ. Qual. 26: 1116-1122

Geist, H. J. & Lambin, E. F. 2004. Dynamic causal patterns of desertification. AIBS Bulletin, 54(9), 817-829.

Ghazoul, J., Burivalova, Z., Garcia-Ulloa, J. & King, L. A. 2015. Conceptualizing forest degradation. Trends in ecology & evolution, 30(10), 622-632.

Gingrich, S.F. 1967. Measuring and evaluating stocking and stand density in upland hardwood forests in the central states. For. Sci. 7:35-42.

Gobierno del Chaco. 2006. Ministerio de la Producción. Inventario Forestal 2005. 1ra ed. 148 pp.

Gobierno del Chaco. 2007. Ministerio de la Producción. Manual de Manejo Forestal Sustentable de la Provincia de Chaco. 216 pp-

Gómez, C., Brassiolo, M., Kees, S., Guzmán, A. 2012. Efectos de diferentes intensidades y métodos de corta sobre la regeneración del Bosque Alto del Chaco Húmedo. Quebracho (Santiago del Estero), 20(2), 60-67

Gómez, C.; Kees, S. 2005. Estructura y Composición Florística de un Bosque Alto Explotado. Revista de información sobre investigación y desarrollo agropecuario. Idia XXI. INTA. Año V. Nº 8. pp. 29-31.

Grau, H. & Aide, M. 2008. Globalization and land-use transitions in Latin America. Ecology and Society, 13(2).

Grau, R., Kuemmerle, T. & Macchi, L. 2013. Beyond 'land sparing versus land sharing': environmental heterogeneity, globalization and the balance between agricultural production and nature conservation. Current Opinion in Environmental Sustainability, 5(5), 477-483.

Grez A.A. & L. Galetto. 2011. Fragmentación del paisaje en Latinoamérica: ¿En qué estamos? En: Conservación Biológica: Perspectivas desde América Latina. (eds. Simonetti J.A. & R. Dirzo), Editorial Universitaria, Santiago, Chile, pp. 63-77.

Groffman PM, Baron JS, Blett T, Gold AJ, Goodman I, Gunderson LH, Levinson BM, Palmer MA, Paerl HW, Peterson GD, LeRoy Poff N, Rejeski DW, Reynolds JF, Turner MG, Weathers KC, Wiens J 2006. Ecological thresholds: the key to successful environmental management or an important concept with no practical application? Ecosystems 9:1-13

Grulke, M. 1994. Propuesta de manejo silvopastoril en el Chaco Semiárido. Revista de Ciencias Forestales Quebracho 2: 5-13 pp.

Gunderson LH, Holling CS (2002) Panarchy: Understanding transformations in human and natural systems. Island Press, Washington DC, USA

Hampel, H. 1995. Estudio de la Estructura y Dinámica de Bosques Naturales del Chaco Húmedo. Investigación de los Bosques Tropicales. Conjunto de artículos pp 3-21.

Hawley, R. C. & Smith, D. M., 1972. Silvicultura práctica. Ediciones Omega, S. A

Henle, K., Davies, K. F., Kleyer, M., Margules, C., & Settele, J. 2004. Predictors of species sensitivity to fragmentation. Biodiversity & Conservation, 13(1), 207-251.

Hieronymus J. 1874. Observaciones sobre la vegetación de la Provincia de Tucumán. Boletin de la Academia Nacional de Ciencias Exactas de Córdoba, Tomo I: 185-234.

Holling CS 1973 Surprise for science, resilience for ecosystems and incentives for people. Ecological Applications 6: 733-735.

Hoyos, L. E., Cingolani, A. M., Zak, M. R., Vaieretti, M. V., Gorla, D. E. & Cabido, M. R. 2013. Deforestation and precipitation patterns in the arid Chaco forests of central Argentina. Applied Vegetation Science, 16(2), 260-271.

Instituto Nacional de Tecnologóa Agropecuaria. INTA 2006. Serie estadística 2005. 15 pp.

Jobaggy (2017). Río Nuevo: un documental sobre la extraña formación de cursos de agua en San Luis. Informe disponible en (hasta el 28/02/2019): https://www.conicet.gov.ar/wp-content/uploads/01_Informe_Especial_2017.pdf

Jobbágy, E. G. 2011. Servicios hídricos de los ecosistemas y su relación con el uso de la tierra en la llanura Chaco-Pampeana. Valoración de Servicios Ecosistémicos Conceptos, herramientas y aplicaciones para el ordenamiento territorial. Ediciones INTA, 163-183.

Jobbagy, E. G., Nosetto, M. D., Santoni, C. S., & Baldi, G. 2008. El desafío ecohidrológico de las transiciones entre sistemas leñosos y herbáceos en la llanura Chaco-Pampeana. Ecología austral, 18(3), 305-322.

Jose S 2009. Agroforestry for ecosystem services and environmental benefits: an overview. Agroforest Syst 76:1-10

Karlin M., Bachmeier O., Dalmasso A., Sayago J., Sereno R. 2011. Environmental dynamics in Salinas Grandes, Catamarca, Argentina. Arid Land Research and Management 25: 328-350.

Karlin M., Karlin U., Coirini R., Reati G., Zapata R. 2013. El Chaco árido. Encuentro Grupo Editor, Córdoba.

Korning, J. and H. Balslev. 1994. Growth rates and mortality patterns of tropical lowland tree species and the relation to forest structure in Amazonian Ecuador. Journal of Tropical Ecology 10:151-166.

Kunst C., S. Bravo, F. Moscovich, J. Herrera, J. Godoy y S. Vélez. 2000. Control de tusca (Acacia aroma Gill ap. H. et A.) mediante fuego prescripto. Rev. Arg. de Producción Animal 20: 199-213.

Kunst C., Bravo S., Moscovich, J. Herrera, J. Godoy y S. Vélez. 2003. Fecha de aplicación de fuego y diversidad de herbáceas en una sabana de Elionorus muticus (Spreng) O. Kuntze (aibe). Rev. Chilena de Historia Natural 76: 105-115.

Kunst C., R. Ledesma, J. Casillo y J. Godoy. 2006. Rolados y residuos leñosos: I. Estimación de la carga de combustibles. IIª Reunión Patagónica y IIIª Reunión Nacional sobre Ecología y Manejo del Fuego. ISSN 1669-2586. Chubut, Argentina. Pp 197-198.

Kunst C., R. Ledesma, J. Casillo y J. Godoy. 2006. Rolados y residuos leñosos: II. Dinámica del contenido de humedad de combustibles de origen leñoso. IIª Reunión Patagónica y IIIª Reunión Nacional sobre Ecología y Manejo del Fuego. ISSN 1669-2586. Chubut, Argentina. Pp: 217-219.

Kunst C., Monti E., Perez H., Godoy J. 2006. Assessment of rangelands of southwestern Santiago del Estero for management and research. Journal of Environmental Management 80: 248-265.

Kunst, C., Ledesma R., Navall M. 2008. RBI: Rolado Selectivo de Baja Intensidad. INTA. Santiago del Estero, Santiago del Estero, Argentina

Kunst C., Ledesma R., Bravo S., Albanesi A., Godoy J. 2012. Rolados y diversidad botánica I: ¿sitio ecológico, tiempo o perturbación? Actas 2do Congreso Nacional de Sistemas Silvopastoriles, 377-382, ISBN 978-987-679-123-6.

Kunst C. Ledesma R., Bravo S., Albanesi A., Anriquez A., van Meer H., Godoy J. 2012. Disrupting woody steady states in the Chaco region (Argentina): Responses to combined disturbance treatments Ecological Engineering 42: 42-53.

Kunst, C.; Ledesma, R.; Navall, M.; Gómez, A.; Coria, D.; Arroquy, J.; Avila, M.; Tomsic, P.; González, A.; Albanesi, A.; Anríquez, A.; Silberman, J.; Bravo, S.; 2015. RBI, Rolado Selectivo de Baja Intensidad. Guía de campo. INTA EEA Santiago del Estero.

Kunst C., Navall M., Ledesma R., Silberman J., Anríquez A., Coria D., Bravo S., Gómez A., Albanesi A., Grasso D., Domínguez Nuñez J., González A., Tomsic P., Godoy J. 2016. Silvopastoral systems in the western Chaco region, Argentina. Cap. 4, pág. 63-87. En: Peri, F. Dube y A. Varella (ed.) Silvopastoral Systems in Southern South America. Advances in Agroforestry No 11, Springer International Pub., ISSN 1875-1199:

Larsen, D. 2014. Gingrich stocking diagram. The School of Natural Resources, University of Missouri.

Laurance, W. F., Lovejoy, T. E., Vasconcelos, H. L., Bruna, E. M., Didham, R. K., Stouffer, P. C., ... & Sampaio, E. 2002. Ecosystem decay of Amazonian forest fragments: a 22 year investigation. Conservation Biology, 16(3), 605-618.

Lavorel S, Grigulis K, Lamarque P, Colace MC, Garden D, Girel J, Pellet G, Douzet R. 2011. Using plant functional traits to understand the landscape distribution of multiple ecosystem services. Journal of Ecology 99:135-147

Lazara O.,Alden F., Gálvez V., Morales R., Sánchez I., Labaut M., Vento M., Cintra M. y Rivero L., 2007. "Caracterización y evaluación de la salinidad". Instituto de Suelos, Ministerio de Agricultura, Cuba.

Ledesma R., Kunst C., Radrizzani A., Godoy J. 2011. Crecimiento y productividad de dos gramíneas bajo la cobertura de *Prosopis nigra Griseb*. p. 259-263. En: Arroquy J., Ledesma R., Roldán Bernhard S., Gómez A. Actas 2do Congreso Nacional de Sistemas Silvopastoriles. Ediciones INTA. ISBN 878-987-679-123-6.

Ledesma R., Kunst C., Godoy J., Navarrete V. 2009. Sistemas silvopastoriles en el Chaco Semiárido I: efecto de un rolado selectivo en la dinámica temporal de la humedad del suelo. P. 170-176. En: Actas 1er Congreso Nacional de Sistemas Silvopastoriles, Posadas, Misiones. Ediciones INTA ISBN 978 987 521 350 0.

Ledesma R., Saracco F., Coria R., Epstein F., Gómez A., Kunst C., Ávila M., Pensiero J. 2017. Guía de forrajeras herbáceas y leñosas del Chaco seco: identificación y características para su manejo. Buenas prácticas para una ganadería sostenible. Kit de Extensión para el Gran Chaco. Fundación Vida Silvestre Argentina, Buenos Aires.

Ledesma, L. 1992. Carta de suelos de los campos anexo Lote V y Estación Forestal Plaza. INTA EEA Sáenz Peña. 90 pp.

Ledesma, N. 1987. Variabilidad climática: carácter predominante en la ecología de la Región Semiárida Chaqueña. In Primeras Jornadas Nacionales de Zonas Áridas y Semiáridas. Santiago del Estero, Argentina. p. 296-300.

Ledesma, N. y P. Boletta, 1969. Variación de la temperatura dentro y fuera del bosque, en bosque virgen y en bosque degradado. In Actas del 1er Congreso Forestal Argentino. Buenos Aires. p. 714-721.

Lieberman, D. M. Lieberman, R., Peralta and G.S. Hartshorn. 1985. Mortality patterns and stand turnover rates in a wet tropical forest in Costa Rica. Journal of Ecology 73(3):915-924.

Londoño C. y E. Álvarez. 1997. Mortalidad y crecimiento en bosques de tierra firme y várzea, Amazonía colombiana. Fundación Tropenbos, Bogotá, Colombia. 30 p.

Londoño Vega, A.C. y E. Jiménez. 1999. Efecto del tiempo entre los censos sobre la estimación de las tasas anuales de mortalidad y de reclutamiento de árboles (períodos de 1, 4 y 5 años). Crónica Forestal y del Medio Ambiente, 14(1):1-13.

López D. R., Brizuela M. A., Willems P., Aguiar M. R., Siffredi G. & Bran D. 2013 Linking ecosystem resistance, resilience, and stability in steppes of North Patagonia. Ecological Indicators, 24, 1-11.

López, D.R., Cavallero, L., Brizuela, M. A., & Aguiar, M. R. 2011. Ecosystemic structural–functional approach of the state and transition model. Applied Vegetation Science, 14(1), 6-16.

López, D.R., Cavallero, L., Easdale, M.H., Carranza, C.A., Ledesma, M. & Peri, P. 2017 "Chapter 5: Resilience management at landscape level: An approach to tackle social-ecological vulnerability of agroforestry systems". En: "Integrating landscapes: Agroforestry for biodiversity conservation and food sovereignty" (Ed. Montagnini F.). Springer Series Advances in Agroforestry, ISBN 978-3-319-69371-2.

Lorea, L.; Brassiolo M.; Gómez C. 2008. Abundancia y diversidad de lianas en un bosque del Chaco húmedo argentino. Quebracho N°16 (41-50)

Ludwig, J. A., Wilcox, B. P., Breshears, D. D., Tongway, D. J., & Imeson, A. C. 2005. Vegetation patches and runoff–erosion as interacting ecohydrological processes in semiarid landscapes. Ecology, 86(2), 288-297.

Lugo, A.E. and F.N. Scatena. 1996. Background and catastrophic tree mortality in tropical moist, wet, and rain forests. Biotropica 28(4a):585-599.

Manokaran, N. and M. Swaine. 1994. Population dynamics of trees in a dipterocarp forest of peninsular Malaysia. Forest Research Institute, Malaysia. Malayan Forestry Records 40:1-173.

Marco, D. E., & Páez, S. A. 2002. Phenology and phylogeny of animal-dispersed plants in a Dry Chaco forest (Argentina). Journal of Arid Environments, 52(1), 1-16.

Meza, V., F. Mora, E. Chaves y W. Fonseca. 2002. Crecimiento y edad del bosque natural con y sin manejo en el Trópico Húmedo de Costa Rica. XII Congreso Forestal Mundial: memorias voluntarias

Millennium Ecosystem AssessmentEcosystems and Human Well-being: Biodiversity Synthesis World Resources Institute, Washington, DC (2005)

Miller F, Osbahr H, Boyd E, Thomalla F, Bharwani S, Ziervogel G, Walker B, BirkmannJ, Van der Leeuw S, Rockström J,

Hinkel J, Downing T, Folke C, Nelson D 2010 Resilience and vulnerability: complementary or conflicting concepts?. Ecology and Society 15:11

Miller, G. W. & Smith, H. C., 1993. A practical alternative to single-tree selection? Northern Journal of Applied Forestry, Society of American Foresters, 10, pp 32-38

Montaño, T. 2000. Evaluación de la dinámica de un bosque de montaña en el Departamento de Santa Cruz, Bolivia. Tesis de Ingeniería, Carrera Ingeniería Forestal. Universidad Autónoma Gabriel René Moreno, Santa Cruz. 60 p

Morales, C. L., & Galetto, L. 2003. Influence of compatibility system and life form on plant reproductive success. Plant biology, 5(5), 567-573.

Morello J., Saravia Toledo C. 1959. El bosque chaqueño I y II. Revista Agronómica del Noroeste Argentino 3: 5-81/209-258.

Morello J.1970. Modelo de relaciones entre pastizales y leñosas colonizadoras en el Chaco argentino. IDIA 276: 31-52.

Morello, J.; Adamoli, J. 1974. La Vegetación de la República Argentina. Las Grandes Unidades de Vegetación y Ambiente del Chaco Argentino. Segunda Parte: Vegetación y Ambiente de la Provincia del Chaco. INTA. 130 pp.

Morello, J.; Pengue, W., Rodríguez, A.; 2005. Etapas de uso de los recursos y desmantelamiento de la biota del Chaco. Revista Fronteras n°4. Universidad de Buenos Aires. Facultad de Arquitectura, Diseño y Urbanismo. Grupo de Ecología del Paisaje y Medio Ambiente

Navall, M. Implementación de Rolados y manejo forestal. En Kunst, C., R. Ledesma, and M. Navall (eds.). 2008. RBI: Rolado Selectivo de Baja Intensidad. INTA. Santiago del Estero, Santiago del Estero, Argentina

Navall, M.; 2012. Efectos del rolado y la corta sobre el crecimiento de un quebrachal semiárido santiagueño. Trabajo completo en Actas del 2do Congreso Nacional de Sistemas Silvopastoriles, 2012

Navall, M., Cassino, W., Carignano, L. y D'Angelo, P.; 2013: "Un nuevo método de marcación de cortas en bosques irregulares". Trabajo completo presentado en el "IUFROLAT - 3er Congreso Forestal Latinoamericano". San José de Costa Rica, junio de 2013.

Navall, M., Cassino, W., Carignano, L. y D'Angelo, P.; 2013b: SilvoINTA: una aplicación móvil para asistir la silvicultura de bosques irregulares. IV Congreso Forestal Argentino y Latinoamericano, Iguazú.

Naveh Z. 2004. Multifunctional, self organizing biosphere landscapes and the future of our total human ecosystem. World Futures, 60: 469–503.

Nebel, G., L.P. Kvist, J.K. Vanclay and H. Vidaurre. 2001. Forest dynamics in flood plain forests in the Peruvian Amazon: Effects of disturbance and implications for management. Forest ecology and Management 150(1-2):79-92.

Nebel, G., L.P. Kvist, J.K. Vanclay y H. Vidaurre. 2000. Dinámica de los bosques de la llanura aluvial inundable de la Amazonía Peruana: Efectos de las perturbaciones e implicancias para su manejo y conservación. Folia Amazónica 11:65-97.

Nelson DR, Adger WN, Brown K. 2007. Adaptation to environmental change: Contributions of a resilience framework. Annual Review of Environment and Resources 32:395–419.

Nienaber, G., 1999. Stand and tree dynamics in uneven-aged Interior Doulglas-fir stands Faculty of Forestry, Msc Thesis, University of British Columbia

O'Hara, K.; Gersonde, R,; 2004. Stocking control concepts in uneven-aged silviculture. Forestry: An International Journal of Forest Research, Volume 77, Issue 2, 1 January 2004, Pages 131–143, https://doi.org/10.1093/forestry/77.2.131

Oliver, C. D.; Larson, B. C., 1996. Forest stand dynamics: updated edition. College of Forest Resources, University of Washington, Seattle, WA, USA. 520 pp.

Oyarzabal, M.; Clavijo, J.; Oakley, L.; Biganzoli, F.; Tognetti, P.; Barberis, I.; Maturo, H., Aragón, R.; Campanello, P.; Prado, D.; Oesterheld, M.; León, R. (2018). Unidades de vegetación de la Argentina. Revista Ecología Austral. Asociación Argentina de Ecología. Vol. 28, Núm. 1. Pp 40 – 63. ISSN: 0327-5477

Perfecto, I., Vandermeer, J. H., & Wright, A. L. 2009. Nature's matrix: linking agriculture, conservation and food sovereignty. Routledge.

Perfumo, L. 1956. Bosques higrofiticos de la Provincia de Formosa. Ministerio de Agricultura y Ganadería. Administración Nacional de Bosques. Buenos Aires. 13 pp.

Peri, P. L., López, D. R., Rusch, V., Rusch, G., Rosas, Y. M., & Martínez Pastur, G. 2017. State and transition model approach in native forests of Southern Patagonia (Argentina): linking ecosystem services, thresholds and resilience. International Journal of Biodiversity Science, Ecosystem Services & Management, 13(2), 105-118.

Peri, P.L., Carranza, C., Soler R., López, D.R., Lencinas M.V., Alaggia F., Cavallero, L., Gargaglione1, V., Bahamonde1, H. & Martínez Pastur, G. 2017. Manejo de bosque con ganadería integrada en el contexto del debate separación (land sparing) e integración (land sharing). IX Congreso Internacional de Sistemas Silvopastoriles.

Phalan, B., Onial, M., Balmford, A., & Green, R. E. 2011. Reconciling food production and biodiversity conservation: land sharing and land sparing compared. Science, 333(6047), 1289-1291.

Phillips, O.L. and A.H. Gentry. 1994. Increasing turnover through time in tropical forests. Science 263 (5149): 954-958.

Piquer-Rodríguez, M., Torella, S., Gavier-Pizarro, G., Volante, J., Somma, D., Ginzburg, R., & Kuemmerle, T. 2015. Effects of past and future land conversions on forest connectivity in the Argentine Chaco. Landscape Ecology, 30(5), 817-833.

Ponce, A. M., Grilli, G., & Galetto, L. 2012. Frugivoría y remoción de frutos ornitócoros en fragmentos del bosque chaqueño de Córdoba (Argentina). Bosque (Valdivia), 33(1), 33-41.

Prado D. E. 1993. What is the Chaco vegetation in South America? I. A review. Candollea 48: 145-172.

Punta A. I. 2010. Córdoba borbónica: persistencias coloniales en tiempo de reformas 1750-1800. 2° ed. Córdoba. UNC. 364p.

Pywell, R. F., Heard, M. S., Bradbury, R. B., Hinsley, S., Nowakowski, M., Walker, K. J., & Bullock, J. M. 2012. Wildlife-friendly farming benefits rare birds, bees and plants. Biology letters, 8(5), 772-775.

Quesada, R; Acosta, L; Garro, M; Castillo, M. 2012. Dinámica del crecimiento del bosque húmedo tropical, 19 años después de la cosecha bajo cuatro sistemas de aprovechamiento forestal en la Península de Osa, Costa Rica. Tecnología en Marcha. Vol. 25, Nº 5. Pág 56-66.

Quinto-Mosquera, H.; Moreno-Hurtado, F. 2010. Crecimiento de árboles en un bosque pluvial tropical del Chocó y sus posibles efectos sobre las líneas de energía. Revista de Biologia e Ciências da Terra. vol. 10. núm.

Ramankutty, N. & Rhemtulla, J. 2012. Can intensive farming save nature? Frontiers in Ecology and the Environment, 10(9), 455-455.

Ramírez-Angulo H, Acevedo M, Atarof M, Torres-Lezama A. 2009. Crecimiento diamétrico de especies arbóreas en un bosque estacional de los llanos Occidentales de Venezuela. Ecotropicos 22: 46-63

Red Agroforestal Chaco. 1999. Estudio Integral de la Región del Parque Chaqueño. Proyecto Bosques Nativos y Áreas Protegidas, Informe General Ambiental, Secretaría de Desarrollo Sustentable y Política Ambiental. 170 p.

Rengasamy P, 2006. World salinization with emphasis on Australia. Journal of Experimental Botany, Volume 57, Issue 5, 1 March 2006, Pages 1017–1023, https://doi.org/10.1093/jxb/erj108

Reynolds, J. F., Smith, D. M. S., Lambin, E. F., Turner, B. L., Mortimore, M., Batterbury, S. P., Thomas E. Downing, Dowlatabadi, H., Fernández, R. J., Herrick, J. E., Huber-Sannwald, E., Jiang, H., Leemans, R., Lynam, T., Maestre, F. T., Ayarza, M. & Huber-Sannwald, E. 2007. Global desertification: building a science for dryland development. Science, 316(5826), 847-851.

Rodrigues E., 2013. Libro Ecología de la restauración .1° Edición

Rogers P. 1996. Disturbance ecology and forest management: a review of the literature. USDA Forest Service Intermountain Research Station INT GTR 336.

Rojas, J.M., J. Prause., G.A. Sanzano., O.E.A Arce & M.C. Sanchez.2016. Soil quality indicators selection by mixed models and multivariate techniques in deforested areas for agricultural use in NW of Chaco, Argentina. Soil & Tillage Research 155: 250–262.

Rusch V; S. Varela; H. Ivancich; F. Letourneau; A. Goijman. 2016. Toma de decisiones y manejo silvopastoril en ñirantales. Modelo de producción de leña. Actas V Jor. Forestales Patagónicas, pg 333-337. http://jornadasforestales.org.ar/pdf/Actas_Completas_JFP201.

Rusch, V., López, D. R., Cavello, L., Rusch, G. M., Garibaldi, L. A., Grosfeld, J., & Peri, P. 2017. Modelo de estados y transiciones

de los ñirantales del NO de la Patagonia como herramienta para el uso silvopastoril sostenible. Ecología austral, 27(2), 266-278.

Salas-Zapata WA, Ríos-Osorio LA, Álvarez-Del Castillo J. 2012. Marco conceptual para entender la sustentabilidad de los sistemas socioecológicos. Ecología Austral 22:74-79

Saravia, P. y C. Leaños. 1998. Estimaciones preliminares del incremento diamétrico. Documento técnico 67/1998. BOLFOR, Santa Cruz.

Saravia Toledo C. 1985. La tierra pública en el desarrollo futuro de las zonas áridas: estado actual y perspectivas. p. 115-140. Memorias IV Reunión de Intercambio Tecnológico en Zonas Áridas y Semiáridas. Orientación Gráfica Editora, Bs. As.

Schnitzer, S and F. Bongers, 2002. The ecology of lianas and their role in forests. Trends in Ecology and Evolution. V 17. Issue 5 p 223-230

Schulz K., Voigt K., Beusch C., Almeida-Cortez JS., Kowarik I., Walz A., Cierjacks A., 2016. Grazing deteriorates the soil carbon stocks of Caatinga forest ecosystems in Brazil. Forest Ecol. Manag. 367: 62–70.

Senilliani MG, Bonelli L. y Brassiolo M., 2018. Efecto de la salinidad en el crecimiento de plantaciones de *Prosopis alba* Griseb en la provincia de Santiago del Estero, revista Quipu N° 3, ISSN 2422-703x

Sheil, D., D.F.R.P. Burslem and D. Alder. 1995. The interpretation and misinterpretation of mortality rate measures. Journal of Ecology 83:331-333.

Silberman 2016. Diversidad microbiana y materia orgánica del suelo en sistemas silvopastoriles de la Región chaqueña. Tesis para acceder al título de Dr. en Ciencias Agr. Y Ftles Universidad Nacional de La Plata Facultad de Ciencias Agrarias y Forestales 178p. http://sedici.unlp.edu.ar/bitstream/handle/10915/55679/Documento_completo__.pdfPDFA.pdf?sequence=3

Silberman J., A. Albanesi, A. Anriquez, J. Dominguez Nuñez, C. Kunst, D. Grasso. 2017. Rol de los sistemas silvopastoriles en la conservación de la materia orgánica y biodiversidad del suelo". Pag 37-59. En: Albanesi A., J. Dominguez Nuñez, S. Helman, M. Nazareno, S. Rodriguez. Hacia la construcción del desarrollo agropecuario y agroindustrial de la FAyA al NOA II. Eds. Orientación gráfica editorial.

Silberman J., Anriquez A., Domínguez Núñez J., Kunst C., Albanesi A. 2015. La cobertura arbórea en un sistema silvopastoril del chaco y su contribución diferencial al suelo. Ciencia del suelo 33(1), 0-0.

Silvetti, F. & Cáceres, D. 1998. Una perspectiva sociohistórica de las estrategias campesinas del noreste de Córdoba, Argentina. Debate Agrario, 28, 103-127.

Silvetti, F. 2012. Trayectoria histórica de la territorialidad ganadera campesina en el oeste de la Provincia de Córdoba, Argentina. Agricultura, sociedad y desarrollo, 9(3), 333-367.

Suárez L., Fonseca A., 2011. La selección de variedades tolerantes. Una alternativa para la rehabilitación de suelos afectados por la salinidad Revista Granma Ciencia. Vol. 15, no. 3 septiembre - diciembre 2011 ISSN 1027-975X

Swaine, M.D. and D. Lieberman. 1987. Note on the calculation of mortality rate. Journal of Tropical Ecology, Vol. 3, Suplemento especial II-III.

Swaine, M.D., D. Lieberman and J.B. Hall. 1990. Structure and Dynamics of a Tropical Dry Forest in Ghana. Vegetation 88:31-51.

Taleisnik E. y López Launestein D., 2011. Leñosas perennes para ambientes afectados por salinidad. Una sinopsis de la contribución argentina a este tema. Ecología Austral 21:3-14. Asociación Argentina de Ecología.

Tell S. 2008. Córdoba rural, una sociedad campesina 1750-1850. Buenos Aires, Prometeo Libros 448 pp.

Tongway, D. J., Cortina, J. & Maestre, F. T. 2004. Heterogeneidad espacial y gestión de medios semiáridos. Revista Ecosistemas, 13(1).

Torrella S.A. & Adámoli J. 2006. Situación ambiental de la ecorregión del chaco seco. En: Brown A.D. & Corcuera J. (Eds.). Situación Ambiental Argentina. Editorial Fundación Vida Silvestre Argentina, Buenos Aires; pag. 74-82.

Torrella, S., Guizburg, R. G. & Galetto, L. 2015. Forest fragmentation in the Argentine Chaco: recruitment and population patterns of dominant tree species. Plant Ecology 216:1499–1510.

Torrella, S., Guizburg, R. G., Adámoli, J. M. & Galetto, L. 2013. Changes in forest structure and tree recruitment in Argentinean Chaco: Effects of fragment size and landscape forest cover. Forest Ecology and Management 307: 147–154.

Torres, C., Eynard, C., Aizen, MA & Galetto, L. 2002. Selective fruit maturation and seedling performance in Acacia caven (Fabaceae). International Journal of Plant Science 163: 809-813.

Turner II BL, Kasperson RE, Matson PA, McCarthy JJ, Corell RW, Christensen L, Eckley N, Kasperson JX, Luers A, Martello ML, Polsky C, Pulsipher A, Schiller A. 2003. A framework for vulnerability analysis in sustainability science. Proceedings of the National Academy of Sciences USA 100:8074-8079.

Uslar, Y.V., B. Mostacedo y M. Saldías. 2004. Composición, estructura y dinámica de un bosque seco semideciduo en Santa Cruz, Bolivia. Ecología en Bolivia 39(1):25-43.

Valentini, J. 1978. Tratamiento silvilcultural de los bosques naturales. Curso de Perfeccionamiento Profesional. Tomo I. 179-218 pp.

Varela, O., & Bucher, E. H. 2006. Passage time, viability, and germination of seeds ingested by foxes. Journal of Arid Environments, 67(4), 566-578.

Varela, R. O., & Bucher, E. H. 2002. Seed dispersal by Chelonoidis chilensis in the Chaco dry woodland of Argentina. Journal of Herpetology, 36(1), 137-140.

Vargas O., 2015.Los pasos fundamentales en la restauración ecológica. Guía metodológica para la restauración ecológica del bosque Alto Andino. Universidad Nacional, Colombia.

Veizaga, B. 1999. Dinámica y determinación preliminar del incremento diamétrico en el Bosque Experimental Elías Meneses. Tesis de Ingeniería, Carrera Ingeniería Forestal. Universidad Autónoma Gabriel René Moreno, Santa Cruz. 66 p

von Wehrden, H., Abson, D. J., Beckmann, M., Cord, A. F., Klotz, S. & Seppelt, R. 2014. Realigning the land-sharing/land-sparing debate to match conservation needs: considering diversity scales and land-use history. Landscape ecology, 29(6), 941-948.

Wadsworth, F. 2000. Producción Forestal para América Tropical. Manual de Agricultura 710-S. Servicio Forestal. Departamento de Agricultura de los Estados Unidos.

Wainwright, J., Mulligan, M. & Thornes, J. 1999. Plants and water in drylands. Ecohydrology: plants and water in terrestrial and aquatic environments. Routledge, London, 78-126.

Walker, B., C. S. Holling, S. R. Carpenter, and A. Kinzig. (2004). Adaptability and Transformability in Social-Ecological Systems. Ecology and Society 9:5.

Wenzel, M. 1998. Regeneración de las principales especies arbóreas del Chaco Húmedo Argentino. Revista de Ciencias Forestales Quebracho 6: 5-18. pp.

Yepes, A. 2008. Dinámica de un Bosque Primario Premontano de los Andes Colombianos. Tesis de Posgrado en Bosques y Conservación Ambiental. Facultad de Ciencias Agropecuarias. Universidad Nacional de Colombia sede Medellín. Medellín – Colombia.

Zak, M. R., Cabido, M., Cáceres, D., & Díaz, S. 2008. What drives accelerated land cover change in central Argentina? Synergistic consequences of climatic, socioeconomic, and technological factors. Environmental Management, 42(2), 181-189.

Zeman, C., 2018. El rol de los bosques en la lucha contra el cambio climático. Revista del Cisen Tramas/Maepova, 6

11

Región Patagónica (Bosques Andino Patagónicos)

Autores

Mariano M. Amoroso[1]; Pablo L. Peri[2]; María V. Lencinas[3]; Rosina Soler Esteban[3]; Adriana E. Rovere[4]; Marcelo González Peñalba[5]; Luis Chauchard[6]; Maria F. Urretavizcaya[7]; Gabriel Loguercio[8]; Ignacio A. Mundo[9]; Juan M. Cellini[10]; Alejandro Dezzotti[11]; Hernán Attis Beltrán[12]; Héctor Bahamonde[13]; Ana Ladio[14]; Juan Gowda[14]; Leonardo Gallo[15]; Pamela Quinteros[16]; Georgina Sola[11]; Guillermo Martinez Pastur[3].

[1]Instituto de Investigaciones en Recursos Naturales, Agroecología y Desarrollo Rural (IRNAD), Universidad Nacional de Río Negro; Instituto de Investigaciones en Recursos Naturales; Agroecología y Desarrollo Rural (IRNAD), Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET). [2]Universidad Nacional de la Patagonia Austral (UNPA), Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria (INTA), Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET). [3]Centro Austral de Investigaciones Científicas (CADIC), Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET). [4]Instituto de Investigaciones en Biodiversidad y Medioambiente (INIBIOMA), Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET); Universidad Nacional de Rio Negro (UNRN). [5]Dirección Regional Patagonia Norte, Administración de Parques Nacionales (APN). [6]Dirección Regional Patagonia Norte, Administración de Parques Nacionales, Asentamiento Universitario San Martín de los Andes - Universidad Nacional del Comahue (UNCoMA). [7]Centro de Investigación y Extensión Forestal Andino Patagónico (CIEFAP); Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET). [8]Centro de Investigación y Extensión Forestal Andino Patagónico (CIEFAP). [9]Instituto Argentino de Nivología, Glaciología y Ciencias Ambientales (IANIGLA), Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET); Facultad de Ciencias Exactas y Naturales - Universidad Nacional de Cuyo. [10]Facultad de Ciencias Agrarias y Forestales - Universidad Nacional de la Plata (UNLP). [11]Asentamiento Universitario San Martín de los Andes - Universidad Nacional del Comahue (UNCoMA). [12]Asentamiento Universitario San Martín de los Andes - Universidad Nacional del Comahue (UNCoMA), Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET). [13]Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria (INTA). [14]Instituto de Investigaciones en Biodiversidad y Medioambiente (INIBIOMA), Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET). [15]Unidad de Genética Ecológica y Mejoramiento Forestal, Estación Experimental Agropecuaria Bariloche, Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria (INTA). [16]Centro de Investigación Esquel de Montaña y Estepa Patagónica (CIEMEP).

Resumen

Los Bosques Andino Patagónicos proveen una amplia gama de servicios ecosistémicos que incluyen servicios de provisión, regulación, soporte y culturales. Estos bosques han sido utilizados por los habitantes originales de la Patagonia, pero con la llegada de nuevos pobladores a la región a finales del siglo XIX su utilización fue creciendo con el aumento de los asentamientos. En términos generales, existen dos grandes tipos de manejo tradicional o histórico a escala regional común a la mayoría de los principales tipos forestales: el uso forestal maderero y el uso ganadero o pastoril. El aprovechamiento forestal se realizó desde sus inicios y hasta mediados del siglo XX, en general, sin ningún tipo de prescripción silvícola. A mediados del siglo, comenzaron a aparecer las primeras consideraciones técnicas para el manejo de los bosques en general, dándose inicio a una etapa de manejo del bosque con fundamentos silvícolas que se intensificaron en los

años 80 hasta la actualidad. Con el crecimiento del sector forestal en la región se fueron desarrollando propuestas silvícolas para los diferentes tipos forestales con una mayor solidez respecto de los usos potenciales, la conservación y de los servicios ecosistémicos que brindan. Algunas de estas se implementaron a gran escala, pero otras quedaron como experiencias a pequeña escala o áreas experimentales, o bien como simples consideraciones teóricas. El impacto sobre los bosques manejados siempre es significativo, por lo cual el desafío sigue siendo encontrar un equilibrio entre las variables económicas, ecológicas y sociales, con el objetivo de diseñar alternativas para un uso responsable y sostenible. Esto es, promover un modelo productivo integral que articule todos los eslabones de la producción, desde el bosque y el productor hasta la generación de productos diversificados, con valor agregado en un ambiente de mercado y negocio forestal.

11.1 Grandes unidades del paisaje, descripción del bosque nativo y principales tipos forestales

Los Bosques Andino-Patagónicos poseen un elevado número de especies endémicas tanto en la flora como en la fauna (Armesto *et al.,* 1998). Su flora, particularmente, posee especies diferentes a las otras regiones de Argentina, con predominio de géneros e incluso familias de distribución austral como los *Nothofagus*, *Fitzroya*, varias especies de Misodendraceas, etc. Considerados una isla biogeográfica, constituyen una de las últimas reservas mundiales de bosques templados con poca alteración antrópica y valiosa diversidad vegetal y animal autóctona. La región alberga también un patrimonio cultural significativo por sus valores arqueológicos, históricos y culturales (Etcheverry, 2009). La región norte de los bosques está incluida desde el año 2007 en la Red Mundial de Reservas de la Biosfera a través del programa "El Hombre y la Biosfera" de la Organización de las Naciones Unidas para la Educación, la Ciencia y la Cultura (UNESCO, 2010; Molares y Rovere, 2014). Estas reservas son designadas para promover y demostrar la factibilidad de una relación equilibrada entre los humanos y su entorno natural. Los Bosques Andino-Patagónicos, desde la creación del Parque Nacional Nahuel Huapi en 1934, y después de los Parques Nacionales Lanín, Los Alerces, Lago Puelo, Los Glaciares y Perito Moreno, se hallan bajo unidades de conservación (Mermoz *et al.,* 2009) con un 34% de su área protegida (Brown y Pacheco, 2006), aunque puedan variar según la zona los grados de implementación y efectividad (Rosas *et al.,* 2017, 2018).

Los tipos de disturbios más importantes para estos bosques, en rasgos generales, son: los de origen geológico (terremotos y vulcanismos), el viento, los incendios naturales o antrópicos, la herbivoría por mamíferos herbívoros nativos (p. ej. *Lama guanicoe*) o exóticos (p. ej. ganado ovino, vacuno y equino, *Cervus elaphus* y *Castor canadensis*, entre otros) (Veblen *et al.,* 1995; Relva y Veblen 1998), los insectos (Mazía *et al.,* 2004), la invasión de especies de plantas exóticas y la sobreexplotación maderera (Rovere, 2008), el decaimiento forestal (Havrylenko, 1989; Amoroso *et al.,* 2015), el cambio climático (Premoli *et al.,* 2006) y los eventos climáticos extremos, como las sequías extremas (Suárez *et al.,* 2004). La urbanización creciente en Patagonia (Lantschner *et al.,* 2008) es otra perturbación que elimina y/o modifica los ecosistemas, e introduce numerosas especies exóticas que con frecuencia terminan invadiendo los ambientes naturales (McKinney, 2006; Rovere *et al.,* 2013).

Debido a la extensión latitudinal y diversidad de climas, y a los procesos de ocupación histórica de la región de los Bosques Andino-Patagónicos, también pueden analizarse los actuales factores de disturbio separadamente para Patagonia norte desde los 35° a 46° de latitud sur, y para Patagonia sur entre los 46° a 54° de latitud sur, dado que presentan marcadas diferencias (Rovere *et al.,* 2014). En Patagonia norte los factores de degradación más relevantes son: incendios forestales, forestaciones con especies exóticas, urbanizaciones y herbivoría por animales domésticos. Los bosques de Patagonia sur presentan un mejor estado de conservación, y también poseen amplias áreas protegidas y bosques maduros, y con una baja presión poblacional. Sin embargo, actividades humanas directas como el aprovechamiento forestal no planificado o indirectas como la expansión de especies animales exóticas (*Castor canadensis*) degradan fuertemente el bosque.

La diversidad de ambientes físicos característicos de esta región también determina una alta diversidad de ambientes biológicos, caracterizados por una alta riqueza de especies, diversidad genética, presencia de endemismos regionales, o de especies raras o amenazadas. En este contexto de una variación tan consistente de los atributos del clima, de las características de la geomorfología, el sustrato y de la topografía, existe una variación correspondiente tanto de la vegetación como de la flora. Dicha variación en la vegetación se aprecia a través de la tipología forestal (Donoso, 2004). Por ejemplo, en el bosque Andino-Patagónico se encuentran diferentes tipos forestales que corresponden a los bosques dominados por *Austrocedrus chilensis, Araucaria araucana, Pilgerodendron uviferum, Fitzroya cupressoides, Nothofagus dombeyi, N. pumilio, N. nervosa - N. obliqua, N. antarctica* y *N. betuloides*. A continuación, se describen brevemente los cinco tipos forestales de mayor distribución y superficie, como así también su importancia en relación a usos pasados y presentes.

Araucaria araucana (araucaria, pehuén)

Los bosques de *Araucaria araucana* (Molina) K. Koch constituyen una formación con características únicas dentro de la región patagónica. Este tipo forestal ha sido históricamente importante desde el punto de vista cultural, ecológico, científico y socioeconómico (González *et al.,* 2006). Desde hace cientos de años, el pueblo mapuche ha considerado a esta especie como base alimentaria, símbolo en sus ritos y religión, e incluso a algunos individuos como sagrados (Pastore, 1939).

Uso y manejo

Las actividades pecuarias son la principal base económica de las comunidades mapuches donde se ubican los bosques de araucaria. La trashumancia se viene realizando desde hace más de un siglo principalmente en el sector norte de su distribución (Baied, 1989). En la provincia del Neuquén, la hacienda es trasladada a fines de la primavera (diciembre) hacia tierras altas, más húmedas y con mejores pastos, conocida como la veranada. A comienzos del otoño (abril), el ganado se desplaza a la invernada, tierras bajas de estepa o bosque ecotonal, donde los pobladores viven la mayor parte del año. De esta manera, durante la veranada grandes cantidades de animales se concentran en estos bosques debido a la abundancia de pastos y herbáceas nativas en el sotobosque y la protección que brinda la cobertura del dosel arbóreo. La permanencia, y en muchos casos, la sobrecarga del ganado no permite la recuperación de la cubierta herbácea, provocando la erosión del suelo y la degradación del bosque (Orellana, 1999). Esto también se ve reflejado en la disminución de los rindes de lana, pérdidas de animales jóvenes y adultos en producción (Manazza y Huerta, 1997).

Durante la dominación española la madera de araucaria se utilizó para mástiles de barcos aprovechando la forma cilíndrica casi perfecta de sus fustes (Montaldo, 1974). Además, se utilizó en gran escala para construcciones civiles y militares, puntales en las galerías de las minas, carrocerías, cajonería y tonelería (Tortorelli, 1956). La utilización de los detritos leñosos gruesos para leña, es en muchas ocasiones, la única fuente de energía para las comunidades que viven en los bosques de araucaria.

Las semillas de araucaria, conocidas vulgarmente como piñones, son muy ricas en hidratos de carbono y proteínas (Pastore, 1939). Constituyeron en el pasado una parte esencial de la alimentación de los pueblos originarios de la región. Actualmente, los piñones son consumidos por los pobladores de la región, tanto nativos como inmigrantes, siendo comercializada como fuente alimentaria, no solo en las localidades cercanas a estos ecosistemas, sino también en las cadenas de grandes supermercados de centros urbanos producto de su incorporación como alimento gourmet.

Conservación

Los bosques de araucaria brindan numerosos productos y servicios ecosistémicos. Rechene (2000) estimó que más del 60% de los bosques en la provincia de Neuquén presentan en la actualidad degradación por sobreexplotación antrópica. En las últimas décadas, el signo más evidente de la degradación de estos bosques ha resultado la falta de regeneración natural, que en condiciones normales, sigue un patrón de pulsos de años de semillas altamente productivas seguidas por años menos productivos (Gallo *et al.,* 2004; Sanguinetti y Kitzberger, 2008). Asimismo, varios son los disturbios naturales y antrópicos que han interactuado, y que son causantes de este proceso de degradación, que en situaciones extremas ya es crónico.

Los incendios forestales se destacan como uno de los principales disturbios de origen antrópico que afectan actualmente la dinámica regenerativa y el desarrollo de la araucaria (fig. 11.1) (Tortorelli, 1947; Burns, 1993; Mundo *et al.,* 2013). Los incendios en la región han sido atribuidos al hombre a pesar que los relámpagos y el vulcanismo son fuentes conocidas de ignición (Tortorelli, 1947; Bruno y Martin, 1982). Sin embargo, estudios recientes han permitido distinguir la importancia que han tenido los incendios como agentes de disturbio en estos bosques en los últimos 460 años en Argentina (Mundo *et al.,* 2013). En aquellos registros que cubrieron más de dos siglos, se encontró un aumento en la ocurrencia de incendios durante el siglo XIX. A nivel de sitio y escala regional, se observó una fuerte disminución en la ocurrencia de incendios desde comienzos del siglo XX. La creación del Parque Nacional Lanín (1937), los cambios en las pautas culturales, y la política de control y lucha contra incendios desde 1930, quedaron plasmados en la historia de incendios de los diferentes sitios debido a la notable disminución en la frecuencia de estos eventos de gran magnitud en los bosques de araucaria. Sin embargo, incendios de considerable magnitud y extensión han sido registrados recientemente, tal como los documentados en las proximidades del lago Ñorquinco en los meses de enero de 1987 y 2014, Paso Tromen en 2009 y Rucachoroi en 2014 (Mohr-Bell, 2015). Asimismo, el análisis de la estructura forestal y del patrón temporal de establecimiento en aquellos rodales de araucaria donde se reconstruyeron sus respectivas historias de incendios evidenció una muy baja tasa de establecimiento de la regeneración en las últimas décadas (Mundo, 2011). Luego de un período de grandes y frecuentes incendios a fines del siglo XIX, entre 1900 y 1950 se observó un aumento en el establecimiento de individuos de araucaria a nivel regional. Sin embargo, a pesar de la casi nula ocurrencia de grandes eventos de incendios desde 1950, el establecimiento de araucaria durante los últimos 50 años ha sido muy bajo, posiblemente asociado al aumento de la presión ganadera, la extracción de frutos y la extracción de leña.



Figura 11.1. Bosques de *Araucaria araucana* incendiados en la provincia de Neuquén. (Foto: I. Mundo).

En bosques afectados por incendios de alta severidad, la regeneración de semillas proviene principalmente de algunos árboles remanentes que sobreviven debido a la protección de su gruesa corteza (Alfonso, 1941; Tortorelli, 1942), y en menor medida, de la reproducción vegetativa de rebrotes de raíces y tocones (Veblen, 1982; Veblen *et al.,* 1995; González *et al.,* 2006; Mundo *et al.,* 2017). Sin embargo, esta forma de reproducción vegetativa, por ser de carácter clonal y predominante en una población, se considera que puede tener un efecto negativo con el correr del tiempo ya que, al perderse la reproducción sexual, permite el intercambio y variación de genes, la diversidad genética se reduce y, con ello, la capacidad de adaptación de una población frente a potenciales cambios (Carrillo *et al.,* 2012). En consecuencia, el predominio de reproducción vegetativa en un rodal de araucaria podría volverlo más vulnerable y menos resistente.

La predación de semillas por la fauna nativa y el ganado introducido representa otra gran amenaza para la especie. La fuerte presión de predación que ejercen cachañas (*Enicognathus ferrugineus*), micromamíferos nativos y algunas especies introducidas (vacas, caballos, cerdos, jabalíes, ovejas, cabras, liebres y conejos) tienen un importante impacto en la continuidad del bosque. En el caso de la cachaña, se estimó que consume entre el 2% y el 20% de la producción de piñones (Shepherd *et al.,* 2008) mientras que otros estudios determinaron que los roedores consumen 30-70% y el jabalí 10-30% (Sanguinetti y Kitzberger, 2010; Shepherd y Ditgen, 2012). El caso del jabalí, junto al ganado doméstico, tiene gran impacto ya que además provoca cambios en la biodiversidad ecosistémica al modificar la estructura del suelo y la vegetación (Sanguinetti y Kitzberger, 2010). El ganado introducido encuentra en los piñones caídos una fuente de alimento muy apetecible, lo que disminuye drásticamente su disponibilidad para la reproducción de la especie (Tortorelli, 1942; Rechene, 2000; Gallo *et al.,* 2004). Por otra parte, la excesiva, indiscriminada y no regulada extracción de semillas de araucaria por parte del hombre afecta la viabilidad de estos bosques producto del secuestro de la variabilidad genética de sus poblaciones, pues la cantidad de semillas de araucaria, que permanece en el sotobosque se ve considerablemente disminuida y, sumado a la baja tasa de germinación de la especie (Duplancic, 2011), conlleva a una reducción en la tasa de regeneración de la misma.

El exceso de extracción de detritos leñosos gruesos genera efectos negativos en los componentes ecosistémicos y procesos ecológicos (Vázquez *et al.,* 2011) ya que, particularmente en los bosques de araucaria, se alteran los nichos de regeneración, el hábitat para la fauna (Szymanski *et al.,* 2017) y se modifican los procesos de ciclaje de nutrientes.

La invasión con especies exóticas provenientes de plantaciones forestales del género *Pinus* representa otra amenaza a la conservación de la especie, aunque de menor impacto. Aún no se dispone de información de largo plazo para terminar de cuantificar los efectos y modificaciones ecosistémicas que están produciendo producto de la invasión.

A los efectos ya nombrados de diversos factores de disturbio de origen antrópico se suma su efecto de pérdida de la biodiversidad original de los bosques. Así, por ejemplo, se observa que la abundancia y diversidad de especies de roedores nativos que se alimentan de piñones, disminuye drásticamente en los bosques más impactados por ganadería, extracción de leña o con presencia de fauna exótica alta. En estos casos, la abundancia y diversidad de especies de roedores nativos disminuye hasta en un 70% (González *et al.,* 2006).

Estudios genéticos realizados en esta especie indican que hay poblaciones con características destacables para su conservación (alta diversidad y diferenciación), particularmente en poblaciones fragmentadas más esteparias fuera de las áreas protegidas, las cuales se encuentran bajo una alta presión de uso y con bajas tasas de regeneración por semillas (Marchelli *et al.,* 2010). Si este proceso de degradación y uso no regulado en las poblaciones fragmentadas continúa, es muy probable que las futuras generaciones adultas sean muy distintas a las observadas actualmente (González *et al.,* 2006). Considerando también que araucaria es una especie milenaria (Aguilera-Betti *et al.,* 2017) de lento crecimiento, los efectos del deterioro genético se observarán en amplias escalas temporales (p. ej. cientos de años). Toda esta conjunción de características hace que las mencionadas poblaciones sean altamente vulnerables en el mediano plazo y que sea imprescindible iniciar un programa de conservación en lo inmediato.

En Argentina la mayor superficie de los bosques de araucaria tiene algún nivel de protección ya que se localizan principalmente dentro de los parques nacionales (Lanín y Copahue); sin embargo, hay grandes extensiones de bosque que no gozan de protección y que se encuentran sumamente vulnerables a las presiones previamente descriptas. Más aún, la interacción entre el pastoreo, la extracción de leña y la ocurrencia de incendios requiere de acciones inmediatas para mitigar estos efectos y garantizar la perpetuidad del recurso forestal en el tiempo. Una de

estas acciones es la urgente promulgación de planes de manejo que garanticen la sustentabilidad del sistema en todos sus aspectos. Resulta indispensable entonces que las estrategias de conservación integren tanto el contexto socioeconómico y cultural de los habitantes locales como el contexto de las limitaciones ecológicas, de manera de garantizar la perpetuidad y la restauración de este tipo forestal que aún conserva individuos milenarios.

Austrocedrus chilensis (ciprés de la cordillera)

El gradiente ambiental de la región determina importantes cambios en la estructura y composición de los bosques de *Austrocedrus chilensis* (D. Don) Pic-Serm & Bizzarri. Es así que conforman rodales densos, puros o mixtos con *Nothofagus dombeyi* en los sitios más húmedos, rodales puros en sitios más secos y rodales abiertos en sitios xéricos cerca del ecotono entre los bosques y la estepa patagónica (Dezzotti y Sancholuz, 1991; Veblen *et al.,* 1995). Otros autores han considerado agregar dos tipos más a dicha clasificación a fin de cubrir todo el rango de precipitación en el cual la especie está presente y a las características particulares de cada población. Ellos son el tipo marginal extremo que corresponde a sitios con valores de precipitación media anual por debajo de los bosques marginales y hasta los 300 mm de precipitación anuales, y se caracterizan por ser árboles aislados vegetando la cima de afloramientos rocosos inmersos en la estepa graminosa (Gallo *et al.,* 2004a). De igual forma, hacia el oeste (Dezzotti y Sancholuz, 1991), se menciona el tipo mixto marginal compuesto por ejemplares en afloramientos rocosos inmersos en una matriz de *N. dombeyi* a más de 2000mm de precipitación anual (Gallo *et al.,* 2004a). La asociación más frecuente en el estrato arbóreo es *A. chilensis*, *Lomatia hirsuta*, *Diostea juncea*, *Schinus patagonicus* y *Maytenus boaria*, mientras que son importantes en el estrato arbustivo *Nothofagus antarctica, Azara microphylla*, *Aristotelia chilensis*, *Fabiana imbricata* y *Berberis microphyla* (Tortoreli, 2009). Por otra parte, la especie posee la capacidad de formar bosques en suelos muy disímiles, desde suelos someros y arcillosos, hasta suelos volcánicos profundos (La Manna, 2005).

Uso y manejo

El ciprés de la cordillera es la conífera nativa de mayor importancia económica de los bosques templados de Argentina (Pastorino y Gallo, 2002). Posee gran valor maderero tanto por sus características físico-mecánicas como estéticas, siendo utilizada en la construcción de viviendas como así también para aberturas y revestimientos. Su tronco cónico y derecho proporciona comúnmente rollizos de hasta 10 m de longitud, en masas densas, y de 4 m en masas más abiertas (Tortorelli, 2009), características que la convierten en una especie de interés silvicultural. En rodales coetáneos alcanza un volumen total de aproximadamente 370 m^3/ha a un turno de máxima producción continua de 63 años con un incremento promedio de 7 m^3/ha/año (Goya *et al.,* 1995). También presenta un importante interés ornamental y es muy utilizada en diferentes ciudades de Patagonia con tal fin (Rovere *et al.,* 2013; Betancurt *et al.,* 2017). A propuesta del Servicio Forestal Andino Bariloche, la especie ha sido declarada árbol emblemático de la provincia de Río Negro por Ley n° 3387/00.

Estos bosques han sido objeto de pastoreo y ramoneo por distintas especies de ungulados autóctonos e introducidos desde principios del siglo pasado (Veblen *et al.,* 1995). El uso pastoril del bosque es una práctica históricamente asociada a la generación de fuegos para la apertura de claros con pasturas, lo que ha llevado en algunas áreas al reemplazo de bosques hacia pastizales o bosques secundarios. Sin ir más lejos, el 35% de los bosques puros de ciprés en el Parque Nacional Nahuel Huapi está bajo pastoreo (Martin *et al.,* 1987).

Asimismo, los productos forestales no madereros del bosque de ciprés (plantas comestibles, plantas medicinales, plantas forrajeras, etc.), en general son de autoconsumo familiar (Ladio, 2005); p. ej., en bosques suburbanos se estimó una biomasa comestibles promedio aprovechable de 1.250 kg/ha. (Rapoport y Ladio, 1999).

Conservación

Los bosques de ciprés de la cordillera poseen un inmenso valor por los servicios ecosistémicos que proveen entre los que se destacan la conservación de la biodiversidad, la protección de cuencas, la gran importancia forestal como especie maderable, así como también su valor turístico y recreativo (Nuñez y Rovere, 2005). Una alta diversidad de animales autóctonos vive en los bosques de *A. chilensis* (Mermoz y Martin, 1987; Lantschner *et al.,* 2008), la mayoría de ellas permanecen todo el año en el bosque, a excepción de algunas aves migratorias (Grigera *et al.,* 1994). La diversidad genética de ciprés, también se ha evaluado en diferentes estudios sobre los patrones de variación genética, que junto a estudios de estructuración genética permitieron identificar cinco zonas genéticas, que es una información de base muy importante para el correcto manejo de la especie (Pastorino *et al.,* 2015).

Sin embargo, ciprés es una de las especies arbóreas que ha sido más severamente afectada por la influencia humana, debido al desarrollo no planificado de asentamientos humanos que ha incrementado drásticamente el riesgo de incendios de interfase y al cambio de uso de la tierra (Carabelli *et al.,* 2003). Desde 1997 se halla incluida en la Lista Roja de Especies Amenazadas de la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (Farjon, 1998). Para la conservación de la especie en áreas fuera de áreas protegidas, se han identificados 35 sitios particulares de alto valor para la conservación de la biodiversidad en el noroeste de la Patagonia, donde 8 de ellos (23%) consideran algunas características especiales del bosque de ciprés, por ejemplo los localizados en Huinganco, Cañada Molina y Cañada Rahueco por ser poblaciones marginales y remanentes con alta variabilidad genética, o el arroyo Comisario en Corcovado debido que representa el límite sur de distribución de la especie (Rusch *et al.,* 2008). Conocer la autoecología de ciprés, la diversidad y el uso de los bosques como así también de los procesos dinámicos que lo moldean, es clave para generar propuestas de manejo sostenible de los recursos forestales.

Los bosques de ciprés de la cordillera han estado sometidos a distintos regímenes de disturbios como sismos, viento y herbivoría (Veblen *et al.,* 1995), pero el fuego de origen antrópico es el disturbio más importante (Veblen *et al.,* 1992; Kitzberger, 1994), y por ello la distribución de la especie se halla vinculada a la dinámica de incendios (Donoso, 2004). Debido a su corteza delgada, que no opone resistencia al calor que daña los tejidos de conducción, y a su escasa capacidad para reproducirse vegetativamente,

los incendios intensos producen una gran mortalidad (Donoso, 1981), siendo necesario en muchos casos la restauración activa mediante enriquecimiento con plantines para la restauración de los ecosistemas afectados (Oudkerk *et al*., 2003, Urretavizcaya, 2005, Urretavizcaya *et al.,* 2017, Rovere, 2008). Si bien la especie crece bajo diferentes tipos de suelo a lo largo de su distribución, las propiedades químicas, físicas y biológica del suelo se ven modificadas por la acción del fuego, siendo deseable que la vegetación se restablezca lo antes posible para mitigar las posibles pérdidas de nutrientes y favorecer la recuperación de las propiedades de suelo (Urretavizcaya, 2010). Luego de un fuego, el establecimiento de renovales del ciprés se inicia en las cercanías de los árboles femeninos remanentes (Gobbi y Sancholuz, 1992).

La mortalidad en esta especie conocida como *mal de ciprés* causa importantes pérdidas y deterioro de los bosques en Argentina (Havrylenko *et al.,* 1989), y debido a su magnitud y consecuencias ecológicas y económicas, representa en la actualidad uno de los disturbios más importantes en estos bosques (Amoroso *et al.,* 2017) que a su vez ha condicionado fuertemente las propuestas silviculturales (fig. 11.2) (Loguercio y Rajchenberg, 2004; Amoroso y Larson, 2010b; Amoroso, 2013; Loguercio *et al.,* 2016, 2018a). La mortalidad resulta de interacciones complejas entre factores bióticos y abióticos, principalmente *Phytophthora austrocedrae* (Greslebin, *et al.,* 2007) y sequias extremas dadas por la alta variabilidad climática (Mundo *et al.,* 2010; Amoroso *et al.,* 2015), por lo que se he postulado que la misma responde a proceso de decaimiento forestal impulsado por múltiples factores (Amoroso *et al.,* 2015, 2017). En este sentido, ante las predicciones de cambios climáticos futuros, se prevé un incremento en los bosques afectados (Mundo *et al.,* 2010; Amoroso *et al.,* 2015, 2017).

Por otra parte, la dispersión de especies exóticas implantadas en masas forestales con fines productivos también afecta a la especie, dado que producen con frecuencia invasión y reclutamiento de renovales, principalmente de *Pseudotsuga menziesii* (Sarasola *et al.,* 2006).

Nothofagus pumilio (lenga)

Los bosques de lenga (*Nothofagus pumilio* (Poeppig y Endl.) Krasser) se distribuyen en un amplio rango latitudinal que va desde los 35 º 35´ hasta los 55º 30´ latitud sur, ocupando aproximadamente 5 millones de hectáreas entre Argentina y Chile. La lenga es un árbol deciduo, de longevidad media, de fuste recto y copa reducida, que conforma masas generalmente puras (monoespecíficas), de estructura forestal simple con uno o dos estratos arbóreos y alta cobertura de copas (mayor al 80%). Estos bosques templados pueden crecer en distintas calidades de sitio, las cuales quedan principalmente determinadas por la profundidad del suelo y la disponibilidad del recurso hídrico y de nutrientes (Schlatter, 1994), así como el efecto del viento (Veblen, 1979) y la altitud sobre el nivel del mar (Barrera *et al.,* 2000). Es por ello que los mayores volúmenes maderables y la mayor biomasa forestal se desarrollan en los valles protegidos, colinas de elevación media, o laderas protegidas con suelos profundos, bien drenados, con alta disponibilidad de recursos.

Los bosques de lenga primarios o no intervenidos son predominantemente irregulares, multietáneos o disetáneos pie a pie o en bosquetes, originados en forma natural por dinámica de



Figura 11.2. Bosque de ciprés en decaimiento con sintomatología aérea del mal del ciprés, árboles muertos en pie e individuos con diferente grado de defoliación de copa. (Foto:: M. Amoroso).

claros o *gaps* (fig. 11.3). Cabe destacar que bajo condiciones naturales también es posible que se originen masas coetáneas o de edades uniformes en grandes extensiones de terreno, con mucho menor grado de variabilidad ambiental bajo el dosel.



Figura 11.3. Bosque de lenga maduro en la provincia de Tierra del Fuego. (Foto: G. Martinez Pastur).

Uso y manejo

Los bosques de lenga albergan un amplio rango de productos madereros y no madereros. Dentro de los primeros se destacan la leña y la madera con destino al aserrado, principalmente por las características de los individuos (gran porte, fuste cilíndrico-cónico y escasa copa y ramificación) y las propiedades tecnológicas de la madera. En conjunto, estas características convierten esta especie en el recurso forestal más importante de los Bosques Andino-Patagónicos y el principal recurso maderero que alimenta la industria del aserrado de especies nativas en Patagonia Sur.

Los productos forestales no madereros, por su parte, incluyen a todos los productos de origen biológico distintos a la madera, leña o carbón, que son extraídos de los bosques naturales para el uso humano, y que pueden ser utilizados como fuentes alternativas de ingreso. Entre estos se destacan las plantas medicinales o para usos rituales, los aceites esenciales y extractos vegetales, los hongos, los frutos silvestres, las plantas tintóreas, ornamentales y/o forrajeras, y los materiales para confeccionar cestería, herramientas para la caza o utensilios domésticos, las cañas y otros materiales de uso artesanal. Este tipo de productos son actualmente importantes para los pequeños propietarios, artesanos y comunidades indígenas.

Histórica y tradicionalmente los bosques de lenga han sido también fuente de otros recursos, tanto para las comunidades originarias como para los pobladores en distintas épocas, principalmente de alimentos complementarios a su dieta, de elementos con uso medicinal o ritual, de forraje para el ganado, y/o de leña. El uso ganadero de los bosques de lenga es usualmente realizado de manera extensiva en potreros de grandes superficies, pudiendo ser estacional (veranada o invernada) o año redondo, según la altitud de estos bosques y la oferta forrajera que presenten.

Conservación

Los bosques de lenga proveen una amplia gama de servicios ecosistémicos que incluyen servicios de provisión, regulación, soporte y culturales. Los productos no madereros junto con los madereros constituyen los principales servicios y bienes de provisión. Entre los servicios de regulación más importantes en estos bosques aparecen el almacenamiento de carbono, la disponibilidad de hábitats y el albergue de biodiversidad. Finalmente, aparecen los servicios culturales como la oferta de lugares lúdicos para la recreación y el mantenimiento de la identidad local y de tradiciones y/o creencias religiosas indígenas e históricas vinculadas a los primeros pobladores.

Aún en aquellos sitios donde alcanzan las más altas productividades, estos bosques soportan una relativamente baja riqueza, p. ej. plantas en su sotobosque, donde muchas pueden ser encontradas en los ambientes asociados aledaños (pastizales, turbales, humedales, bosques de ñire).

Dado que la diversidad del sotobosque está relacionada con la diversidad del dosel superior, las comunidades suelen estar enriquecidas bajo doseles mixtos, p. ej., lenga-guindo (*N. betuloides*) o en el ecotono con otros tipos de vegetación (pastizales, turbales, bosques de ñire (*N. antarctica*). Además de la regeneración de lenga, las plantas que se observan con más frecuencia y mayor cobertura son *Galium aparine*, *Cotula scariosa*, *Osmorhiza depauperata*, *Cardamine glacialis*, *Dysopsis glechomoides* y *Acaena ovalifolia* entre las hierbas, *Festuca magellanica*, *Trisetum spicatum*, *Uncinia lechleriana* y *Phleum alpinum* entre los graminoides, y *Blechnum penna-marina* entre las pteridófitas. En el caso de los arbustos, su escasa diversidad se atribuye a la baja disponibilidad de recursos, siendo pocas especies las que pueden tolerar la competencia con árboles, graminoides y hierbas. En los ambientes asociados desarrollan numerosas especies nativas y exóticas exclusivas en frecuencias variables, mientras que sitios con mucha luz y alta disponibilidad de agua presentan una elevada riqueza y biomasa del sotobosque, comparada con aquella de doseles cerrados o bosques muy secos. Consecuentemente, estos bosques presentan un valor marginal para la conservación de plantas del sotobosque, mientras que los ambientes asociados pueden actuar como un reservorio de propágulos de vegetación para la recolonización del bosque productivo, sobre todo cuando éstos se encuentren espacial e íntimamente entremezclados. La dispersión de especies a partir de los ambientes asociados ayudaría a la recuperación de la diversidad de especies en bosques cosechados, una vez que la estructura forestal se recupera. Es por ello que los ambientes asociados a los bosques de lenga deberían integrarse a las planificaciones de manejo, aumentando su protección y minimizando los impactos en su interior, para mejorar la conservación de plantas del sotobosque a nivel del paisaje y del ecosistema.

Contrariamente a la flora vascular, las briófitas (musgos y hepáticas) son muy diversas en los bosques de lenga, ocupando usualmente el estrato más inferior del sotobosque cercano al piso forestal, y cubriendo densamente el suelo, las ramas y la parte inferior de los troncos de árboles vivos y de madera en diferentes estados de descomposición. En el suelo del bosque de lenga también pueden encontrarse diferentes especies de hongos, especialmente formadores de micorrizas, que asociados a las plantas les facilitan la absorción de agua y nutrientes. Otros hongos comúnmente presentes en los bosques de lenga son los formadores de agallas, como la *Cyttaria* (llao–llao o pan de indio), que afectan tanto ramas finas como gruesas y fustes generando deformaciones de la madera de gran tamaño. En las copas de los árboles, fustes y ramas también coexisten con líquenes y parásitos, destacándose entre los primeros la *Usnea* (barba de viejo) que suele colgar de las ramas y cortezas sin afectar mayormente a la fisiología y la dinámica de los árboles. Entre los parásitos, se destacan los *Misodendrum* (farolito chino), cuyas raíces suelen debilitar ramas y troncos de escaso diámetro, permitiendo que se quiebren con facilidad en un plano horizontal bajo el efecto de la nieve y de vientos fuertes.

La macrodiversidad de los bosques de lenga está dada no solo por sus especies y estructuras arbóreas, sino también por otros organismos vegetales y animales que habitan sus variados microambientes. Por ejemplo, en Tierra del Fuego, los bosques productivos de lenga albergan cerca de 50 especies de plantas superiores en su sotobosque, una decena de especies de mamíferos, 20-30 especies de aves y alrededor de 250 especies de insectos epigeos (Deferrari *et al.,* 2001; Spagarino *et al.,* 2001; Martínez Pastur *et al.,* 2002; Lencinas, 2005). Sin embargo, su riqueza es baja comparada con otros ecosistemas de climas templados del mundo (Christensen y Emborg, 1996; Liu *et al.,* 1998; Wigley y Roberts, 1997), la que puede llegar a duplicarse en latitudes similares del Hemisferio Norte (Rothkugel, 1916). Esto se debe principalmente a las condiciones climáticas extremas de la estación de crecimiento en el Hemisferio Sur, que se caracteriza por un corto período de crecimiento de tan solo cinco meses (Roig *et al.*, 2002), bajas temperaturas medias durante todo el año, y baja amplitud térmica entre el invierno y el verano.

Por otra parte, las plantas exóticas son generalmente escasas en el sotobosque del bosque de lenga cerrado, pero se incrementan bajo doseles más abiertos. Las más abundantes (*Taraxacum officinale*, *Poa pratensis*) provienen principalmente de prados europeos (Collantes y Anchorena, 1993), y se naturalizaron y dispersaron libremente tanto en comunidades disturbadas como no-disturbadas gracias a su amplia capacidad de aclimatación y facilidad de dispersión (principalmente por viento). La introducción accidental o intencional de plantas exóticas reduce la diversidad beta entre sitios diferentes e incrementa la competencia con la vegetación nativa por los escasos recursos disponibles.

Los vertebrados que habitan los bosques de lenga son también pocos comparados con los de otros bosques templados (Meserve *et al.,* 1991; 1999; Kelt, 2000; Amori y Gippoliti, 2001), con pocos endemismos para la región patagónica (Schlatter, 1995). Muchas especies ocupan diferentes nichos ecológicos ya que son muy plásticas y poseen gran capacidad de adaptación. Estas utilizan al bosque para alimentarse, refugiarse, lugar de cría o de paso, aunque es común que repartan sus actividades entre este y los pastizales. Entre las aves habitualmente se observan carroñeros, como *Milvago chimango* (chimango) y *Polyborus plancus* (carancho), pájaros pequeños como *Turdus falcklandii* (zorzal), *Aphrastura spinicauda* (rayadito) y *Elaenia albiceps* (fío-fío), y aves de mayor tamaño, como *Enicognathus ferrugineus* (cachaña) y *Campephilus magellanicus* (pájaro carpintero gigante). Entre los mamíferos nativos es común encontrar a *Pseudalopex culpaeus* (zorro colorado), *Lama guanicoe* (guanaco), murciélagos (*Histiotus* sp. y *Myotis* sp.), y varias especies de ratones (*Akodon* sp., *Euneomys* sp. y *Oligoryzomys* sp.). Además, los habitan varias especies de mamíferos introducidos dependiendo de la zona en la que desarrollen; p. ej., en Tierra del Fuego al *Oryctolagus cuniculus* (conejo), *Castor canadensis* (castor), *Ondatra zibethica* (rata almizclera) y *Mustela vison* (visón) (Atalah *et al.,* 1980; Siefeld y Venegas, 1980; Jaksic *et al.,* 2002). También, *Pseudalopex griseus* (zorro gris) es una especie introducida en Tierra del Fuego, pero nativa en el sector continental.

Respecto de los invertebrados que habitan los bosques de lenga, son uno de los grupos de organismos con más riqueza de especies comparada con otros taxa del reino animal. Entre los insectos, los órdenes predominantes en los bosques de lenga son Diptera, Lepidoptera, Hymenoptera y Coleoptera, pero también es posible encontrar ejemplares de otros órdenes menos representados en cantidad de especies (pero a veces muy abundantes en cantidad de individuos) como Collembola, Heteroptera, Odonata, Psocoptera, Trichoptera, Ephemeroptera y Neuroptera. Entre los arácnidos, han sido encontradas numerosas especies de arañas, opiliones, pseudoescorpiones y ácaros.

Cabe mencionar que también existen artrópodos exóticos introducidos en los bosques de lenga (p. ej., *Vespula* sp. y *Bombus* sp.), los cuales afectan la artropofauna local y la disponibilidad de recursos para la misma.

Los bosques de lenga pueden ser afectados por variados disturbios antrópicos que pueden amenazar su conservación. Los que más afectan son el aprovechamiento forestal, el uso ganadero, el reemplazo por plantaciones de especies arbóreas exóticas (principalmente *Pinus* sp. en algunas áreas a lo largo de su distribución), los incendios, los cortes e inundaciones producidos por el castor (principalmente en el archipiélago fueguino, pero que ya ha invadido el continente del lado chileno), la invasión por plantas, artrópodos, aves y mamíferos exóticos que compiten por recursos con la fauna local y alteran los equilibrios en las redes tróficas. Muchos de estos disturbios generan impactos indirectos, como la fragmentación y la pérdida de hábitat y conectividad, que en el largo plazo puede amenazar seriamente a las especies más sensibles, o en casos extremos ocasionar la desaparición local o regional de especies.

Por lo general, estos bosques están poco degradados con excepción de su zona de transición con la estepa patagónica, y también se trata de los bosques que poseen el mayor porcentaje en zonas protegidas. Los incendios forestales (accidentales o dolosos) son un factor de degradación recurrente y todavía afectan periódicamente a importantes superficies; no obstante se ha mejorado sustancialmente en la prevención luego de varias décadas de campañas educativas y en su control por personal capacitado. En algunos lugares, la urbanización altera el hábitat natural, en particular en bordes de lagos y ríos. Asimismo, a nivel local las cortas por tala selectiva sumadas a prácticas ganaderas pueden llegar a afectar la regeneración del bosque.

Nothofagus antarctica (ñire)

Nothofagus antarctica (G. Forst.) Oerst. se distribuye desde los 36 °latitud sur en Neuquén hasta los 56 °latitud sur en Tierra del Fuego, a lo largo de la cordillera de los Andes de Argentina y Chile, formando bosques puros o mixtos donde es acompañada por otras especies leñosas. Esta especie habita una amplia diversidad de ambientes como fondos de valle, laderas empinadas con suelos someros, ambientes inundables (por ejemplo, mallines) hasta el límite vegetacional dado su amplia tolerancia ecológica (Ramírez *et al.,* 1985; Veblen *et al.,* 1996). En el norte de la Patagonia (Neuquén, Rio Negro y Chubut) el bosque de ñire se presenta principalmente como matorrales o estructuras abiertas de baja altura, mientras que el sur de la Patagonia sur los bosques ocupan zonas de transición entre el bosque y la estepa, formando bosques puros, o acompañando los bosques de lenga en forma marginal limitando con el pastizal, los bordes de los turbales y los arroyos (Frangi *et al.,* 2004).

Uso y manejo

Los bosques de ñire son utilizados, principalmente, con fines ganaderos (fig. 11.4). La mayoría de los establecimientos ganaderos se benefician de la biomasa forrajera que ofrecen las plantas del sotobosque de los bosques de ñire para alimento del ganado ovino y bovino, beneficiando así la industria de carne en la región (Ormaechea *et al.,* 2009; Ormaechea, 2012; Peri *et al.,* 2016ab).

El uso maderero ocupa un lugar secundario, siendo los postes y varas los productos más importantes, y en menor medida madera de aserrado proveniente de intervenciones silvícolas (Fertig, 2006; Peri, 2009) en rodales de sitios de alta calidad (Ivancich *et al.,* 2009). Dado su alto valor calorífico comparado con el de otras especies, la extracción de leña es también un recurso altamente valioso en estos bosques (del Fierro, 1998).

Conservación

Los bosques de ñire tienen enorme importancia por los diferentes servicios ecosistémicos que brindan (funcionalidad ambiental y productiva). Entre los servicios de provisión, se destacan los productos forestales madereros y la biomasa forrajera del sotobosque para la producción ganadera. Por otro lado, y en menor medida, existe un gran potencial de provisión de otros productos forestales no maderables como frutos del bosque, tintes y resinas (Tacón Clavaín, 2004; Mattenet *et al.,* 2015) provenientes de la presencia de otras especies que coexisten con el ñire, y que a la actualidad han sido menos explorados y cuantificados. Sin embargo, el uso histórico sin prescripciones de los bosques de ñire (por ejemplo incendios, talas rasas, sobrepastoreo), derivó en la conversión de numerosas masas forestales a extensos pastizales o bosques de crecimiento secundario sobre-estoqueados (densidad de rodal excesiva). Por otro lado, los bosques primarios remanentes continúan siendo utilizados para pastoreo de ganado sin una planificación o manejo sostenible (Peri, 2006; Reque *et al.,* 2007).

La biodiversidad del bosque de ñire se considera un ambiente con mucha más riqueza si los comparamos con otros bosques de *Nothofagus*



Figura 11.4. Bosque mixto de ñire y lenga bajo presión de pastoreo en la provincia de Santa Curz. (Foto: P. Peri).

de Patagonia norte (p. ej. plantas vasculares, según Speziale y Ezcurra, 2008) y sur (Lencinas *et al.,* 2011; 2005; 2008c; 2010). Numerosas especies de la fauna nativa es endémica y habitan los bosques de ñire en toda su distribución. En la provincia de Tierra del Fuego, se citaron 251 especies de insectos (Lencinas *et al.,* 2008b) y 18 especies de aves (Lencinas *et al.,* 2005); en la provincia de Santa Cruz se observaron más de 150 especies de insectos y 20 especies de aves (Gallo *et al.,* 2004c; Peri y Ormaechea, 2013); mientras que en la provincia de Río Negro, se describieron 34 especies de aves (Lantschner y Rusch, 2007). Asimismo, los bosques de ñire sustentan una diversidad de especies vegetales particular, debido principalmente a la coexistencia de especies propias del bosque (hierbas, helechos) y especies típicas de áreas abiertas (pastos, arbustos) (Quinteros *et al.,* 2010). En la provincia de Tierra del Fuego, se citaron 28 especies de plantas vasculares en el sotobosque (Lencinas *et al.,* 2008a), mientras que en Santa Cruz se observaron 225 especies y en Chubut 105 especies de plantas vasculares (Quinteros *et al.,* 2010; Hansen *et al.,* 2013; Gönc *et al.,* 2016).

Estos bosques, al ocupar la zona ecotonal cercana a la estepa, cumplen un rol fundamental en la regulación de condiciones microclimáticas como la humedad del suelo a través de la reducción de la evapotranspiración, la radiación solar y la disminución de la velocidad del viento (Bahamonde *et al.,* 2009). Asimismo, regulan los ciclos de nutrientes a través del aporte de nutrientes de la hojarasca (Bahamonde *et al.,* 2012; 2013; 2015; Soler *et al.,* 2015), acumulación y dinámica de C en partes aéreas y subterráneas de los árboles (Peri *et al.,* 2010, 2016). En los bosques de ñire generalmente se encuentran varias especies exóticas y/o invasoras, introducidas accidental o intencionalmente, incluidas plantas, insectos y mamíferos. Por ejemplo, *Holcus lanatus*, *Poa pratensis* y *Dactylis glomerata* proporcionan forraje para el pastoreo de animales; *Taraxacum officinale* es una hierba ampliamente distribuida y naturalizada; *Hieracium pilosella*, *H. praealtum* y *Vespula germanica* son invasores agresivos, *Castor canadensis* es una especie ingeniera del ecosistema y *Mustela vison* es un depredador competitivo.

Nothofagus nervosa (raulí), *N. obliqua* (roble pellín) y *N. dombeyi* (coihue)

El bosque mixto de *Nothofagus* en Argentina tiene una acotada y particular distribución, desarrollándose principalmente sobre los faldeos orientales de la cordillera de los Andes en áreas con precipitación anual entre 1000 y 2000 mm anuales, y sobre suelos volcánicos profundos y bien drenados. Los rodales están dominados por las especies deciduas *Nothofagus nervosa (alpina)* (Poepp. y Endl.) Oerst., (raulí) y *Nothofagus obliqua* (Mirb.) Oerst. (roble pellín), y la siempre verde *Nothofagus dombeyi* (Mirb.) Oerst. (coihue) (figura 11.5), donde las formaciones más significativas se encuentran localizadas en las cuencas de los principales lagos de la provincia de Neuquén (p ej, Ñorquinco, Quillén, Tromen, Huechulafquen, Paimún, Epulafquen, Curruhué, Lolog, Nonthué, Lácar, Queñi, Escondido, Hermoso y Villarino).



Figura 11.5. Bosques mixtos de *Nothofagus* en la provincia de Neuquén. (Foto: M. Peñalba).

Uso y manejo

Los bosques mixtos de *Nothofagus* tienen una larga tradición de extracción maderera, y han provisto a la región de madera aserrada por más de un siglo (Chauchard y González Peñalba, 2008; Gonzalez Peñalba y Lozano, 2009; Santos, 2015). La creación del Parque Nacional Lanín (1937) promovió el aumento del control de la actividad forestal. La especie más utilizada fue el raulí debido a sus propiedades tecnológicas, y solo a partir de la década de 1990 se comenzó a usar con mayor intensidad al coihue. En la actualidad la actividad forestal está regulada por la APN bajo planes de manejo forestal cuyos objetivos son proveer bienes y servicios a la región provenientes del bosque en forma ecológica, social y económicamente sostenible.

Desde fines de la década de 1980, y con un nuevo impulso de la actividad forestal, se comenzó en forma secundaria con la extracción de leña y vástagos de caña colihue (*Chusquea culeou)*, principalmente dirigido a programas sociales públicos.

Conservación

La cantidad y calidad de los bienes y servicios ecosistémicos que suministra el bosque mixto de *Nothofagus* es muy significativa, teniendo en cuenta el tamaño y la complejidad de este ecosistema y el adecuado estado de conservación. Los bienes principales son madera (rollizo, leña

o piezas para artesanía) y los productos forestales no madereros, p. ej. *C. culeou*, helechos (por ejemplo, *Lophozonia quadripinnata*), hongos (por ejemplo, *Morchella intermedia*), plantas tintóreas (por ejemplo, , *Berberis buxifolia*) y medicinales (por ejemplo, *Buddleja globosa*). Además, brinda recursos originados del pastoreo (uso de forraje de especies del sotobosque) o de especies exóticas, como el ciervo colorado y el jabalí (caza deportiva, alimento).

Un papel clave de estos bosques es proteger las cuencas hídricas que proveen agua a la población residente y turistas de los centros urbanos de la región. En San Martín de los Andes y Junín de los Andes, los usuarios reciben el agua de los lagos Lolog y Huechulafquen. También participa en la mantención de producción de energía hidroeléctrica de las represas de la región, que aportan una parte importante de la energía que utiliza el país y permite el desarrollo de la frutihorticultura y de la vitivinicultura de los valles irrigados. Estos bosques templados tienen, por su parte, una gran capacidad de almacenar carbono, inclusive en comparación con el resto de los bosques naturales del país, debido a su conservación, la extensión y el estado de desarrollo sucesional. Se estima que contienen 484 Mg C ha^{-1}, lo que representaría para estos bosques un almacenamiento de 24 mill Mg C, con una tasa de fijación se estima entre 1.800 y 3.000 Mg ha^{-1} $año^{-1}$.

Asimismo, estos bosques son un elemento clave que sostiene la industria turística de la región. El 98,3% del área comprendida por estos bosques se encuentra bajo jurisdicción de los Parques Nacionales Lanín (72,1%) y Nahuel Huapi (27,9%) (Sabatier *et al.,* 2011; CIEFAP-MAyDS, 2016).

Tabla 11.1. Lista de las 10 especies de plantas de valor medicinal del bosque mixto de *Nothofagus nervosa, N. obliqua* y *N. dombeyi* (APN, 2012).

NOMBRE CIENTÍFICO	NOMBRE COMÚN	FAMILIA
Libertia sessiliflora	Triqui - triqui	Iridaceae
Budleja globosa	Pañil	Scrophulariaceae
Acaena pinnatifida	Pimpinela	Rosaceae
Gunnera tinctoria	Nalca	Gunneraceae
Aristotelia chilensis	Maqui	Elaeocarpaceae
Dasyphyllum diacanthoides	Palo santo	Asteraceae
Xantium spinosum	Cepa caballo	Asteraceae
Corinabutilon ochcenii	Lahuella	Malvaceae
Solanum valdiviense	Natre	Solanaceae
Alstroemeria aurea	Liuto - amancay	Alstroemeriaceae

Aunque no existe una estimación precisa de la riqueza de plantas vasculares de estos bosques mixtos de *Nothofagus*, en todos los tipos de vegetación del Parque Nacional Lanín se identificaron 706 especies. Un conjunto de estas es considerada "especies de valor especial" (EVE), debido a que se encuentran en peligro de extinción o son vulnerables, exhiben endemismo local y/o regional, tienen un alto grado de singularidad taxonómica, son raras o especialistas, están especialmente valoradas pero consideradas en forma negativa por la sociedad, son sensibles a la modificación del hábitat debido a actividades humanas, o cumplen un papel clave para la estructura y función del ecosistema. El 8% de las especies de plantas es categorizada como EVE y de este grupo, 38 se encuentran en los bosques mixtos de *Nothofagus* (APN, 2012). Asimismo, en estos bosques se identificaron 10 especies de plantas de valor medicinal (Ezcurra *et al*., 2010; APN, 2012) (tabla 11.1). Además, existen 83 especies nativas de vertebrados, de las cuales el 18,1% se encuentra en la categoría de vulnerable y 6% en la de amenazada. De este listado, 31 especies se categorizan como EVE (APN 2012). Existen cinco sitios prioritarios de conservación (Quillén-Tromen, Epulafquen-Paimún, Curruhué, Hua Hum y Lago Espejo), asociados a la presencia de *Nothofagus* y a las características biogeográficas, ecológicas y taxonómicas de estos ambientes (Rusch *et al*., 2015). En estos también se identificaron 16 especies de plantas y animales exóticos que se comportan como invasores biológicos actuales o potenciales (APN, 2012) (tabla 11.2).

Tabla 11.2. Listado de plantas y animales exóticos silvestres presentes en el bosque mixto de *Nothofagus nervosa, N. obliqua* y *N. dombeyi que* se pueden comportar como invasores.

NOMBRE CIENTÍFICO	NOMBRE COMÚN	FAMILIA
Acer pseudoplatanus	Acer blanco	Sapindaceae
Alnus glutinosa	Aliso	Betulaceae
Arrhenatherum elatius	Pasto cebolla	Poaceae
Cervus elaphus	Ciervo rojo	Cervidae
Cirsium vulgare	Cardo negro	Asteraceae
Cytisus scoparius	Retama	Fabaceae
Digitalis purpurea	Dedalera	Plantaginaceae
Lupinus polyphyllus	Lupino	Fabaceae
Mustela vision	Visón	Mustelidae
Oryctolagus cuniculus	Conejo	Leporidae
Prunus avium	Cerezo	Rosaceae
Pseudotsuga menziesii	Pino oregón	Pinaceae
Rosa canina	Rosal perruno	Rosaceae
Rosa rubiginosa	Rosa mosqueta	Rosaceae
Sus scrofa	Jabalí	Suidae
Ulex europaeus	Tojo	Fabaceae

De menor importancia relativa a los demás tipos forestales de la región, los incendios intencionales y accidentales, el pastoreo del ganado doméstico y la extracción de madera han inducido procesos de degradación dentro del bosque, que lo ha afectado diferencialmente a escala de paisaje (Santos, 2015).

11.2 Manejo tradicional o histórico a gran escala

Desde hace milenios los ambientes patagónicos han sido visitados y utilizados por los seres humanos, y esto ha generado no solo un gran conocimiento sobre su naturaleza, sino también ha favorecido la creación de diversos paisajes, que han adquirido una dimensión de fenómeno cultural (Ladio y Molares, 2014). Los recursos vegetales de estos ambientes han sido parte destacada de la cultura material y simbólica de comunidades aborígenes y criollas locales (Molares y Ladio, 2009). Los paisajes que hoy observamos en la Patagonia son el reflejo de las distintas cosmovisiones acerca del ambiente de las sociedades que los han habitado y utilizado a lo largo del tiempo. Tal como se describió anteriormente, entre los beneficios que ofrece el bosque se encuentran los productos forestales madereros (madera, leña y carbón vegetal), productos forestales no madereros, bienes de origen biológico (hongos, helechos, semillas, esencias, mieles, tinturas y otros), y otros beneficios y servicios como protección del suelo, reservorio de biodiversidad, sombra, recreación, ornamento, turismo y otros (SAyDS, 2004).

Los habitantes originales de la Patagonia continental eran preponderantemente comunidades con gran movilidad que dependían en gran medida del guanaco (*Lama guanicoe*) para sobrevivir. Utilizaban usualmente áreas de ecotono y estepa, aunque existen ejemplos de comunidades asociadas con los bosques de *Araucaria araucana* en el norte de Patagonia. Los bosques de lenga, al ubicarse a mayores altitudes, habrían sido poco utilizados (Musters, 1870), usualmente asociados a los pasos a través de los Andes (Rusch, 1989). Se ha reportado que antes del establecimiento permanente de colonos en la década de 1890, los cazadores nativos usaban fuego para cazar guanacos y otros animales, principalmente en los hábitats abiertos y más xéricos (Cox, 1863; Fonck, 1900; Furlong, 1954). En Tierra del Fuego, a diferencia de la Patagonia continental, el guanaco ocupa el bosque como hábitat, tal vez debido a la ausencia de su predador natural, el puma (*Puma concolor*). Allí se registraron comunidades que pasaban gran parte del año en el bosque, otras en las costas del canal de Beagle, cubiertas por bosques, e incluso se ha reportado el uso de lenga para pequeñas construcciones y canoas en pequeña escala. En general, el mayor efecto de las comunidades originarias en el bosque ha sido la ocurrencia de fuegos (Kitzberger y Veblen, 1999) utilizados con el objetivo de caza o para la comunicación.

Durante el siglo XIX, la colonización del territorio patagónico con presencia de bosque por parte de colonos extranjeros y criollos siguió un proceso similar al descrito para otras partes del mundo (Gamborg y Larsen, 2003), en el que puede identificarse una misma lógica de uso ganadero y forestal del bosque prácticamente en toda la región. El proceso se inicia con una presión leve de las comunidades originarias sobre el bosque antes de la colonización. Posteriormente siguió el desmonte y quema por parte de los colonos europeos para habilitar campos de pastoreo. En este sentido, el bosque nativo en Patagonia ha disminuido su superficie desde la colonización europea (incendios, tala selectiva, transformación a la agricultura y pastoreo de ganado), ya que los intereses económicos generalmente han prevalecido sobre los objetivos de la conservación (Bailey Willis, 1914; Rothkugel, 1916)

Como fuera descripto previamente, los Bosques Andino-Patagónicos han sido utilizados con fines múltiples (tabla 11.3). En términos generales, existen dos grandes tipos de manejo tradicional o histórico a escala regional común a la mayoría de los principales tipos forestales: el uso forestal maderero y el uso ganadero o pastoril. La extracción de madera comenzó a comienzos del siglo XX y fue creciendo con el aumento de los asentamientos y la llegada de nuevos pobladores a la región. La misma se realizó desde sus inicios y hasta mediados del siglo, en general, sin ningún tipo de prescripción silvícola prevaleciendo los floreos (tomar lo mejor y dejar lo peor, sin pensar en el bosque futuro), y en menor medida talas rasas de pequeñas superficies donde el bosque presentaba calidad suficiente. A mediados del siglo pasado comienzan a aparecer las primeras consideraciones técnicas para el manejo de los bosques en general dándose inicio a una etapa de manejo del bosque con fundamentos silvícolas que se intensificaran en los años 80 hasta la actualidad.

En menor medida aparece el uso leñero y la utilización de productos forestales no madereros. El uso leñero ha estado fuertemente ligado al desarrollo regional y al establecimiento de las comunidades rurales y urbanas. Desde sus comienzos representó la principal fuente de energía calorífica para la región, que fue paulatinamente reemplazada por la energía fósil. Sin embargo, en algunas comunidades pequeñas representa aún el uso más importante del bosque, al igual que en parte del medio rural. La utilización de productos forestales no madereros, por su parte, data de tiempos previos a la constitución del Estado Nacional, y en la actualidad representa un uso importante para comunidades originarias y locales, aun cuando se conoce poco sobre su diversidad y manejo.

Tabla 11.3. Usos tradicionales de los principales tipos forestales de los Bosques Andino Patagónicos.

	Productos forestales madereros [1]	Productos forestales no madereros [2]	Uso pastoril [3]	Otros usos [4]
Araucaria	M, L	F, Pm, FSc, O, Pc, Mca	V, O, C	T, EC
Ciprés	M, P, V	F, Pm, Hc, Pc, O	V, (O)	T
Ñire	P, V, L	F	V, O	
Lenga	M, L	F, Pm, Hc, Fsc, Pc, Mca, Ev, Pv	V, O	T
Mixto	M, L	F, Pm, Pc, Pv	V, O	T

1 M: madera de aserrío, P: postes, V: varillas, varillones, L: leña.
2 F: forraje, Pm: plantas medicinales, Hc: hongos comestibles, FSc: frutos y semillas comestibles, Pc: plantas comestibles, Mca: materiales para cestería y artesanías, Ev: extractos vegetales (tinturas, etc.), Pv: plantas varias (caña, etc.); O: ornamental.
3 Tipo de ganado. V: vacuno, O: ovino, C; caprino.
4 T: turismo y recreación, EC: espiritual y/o cultural.

11.2.1 Uso y manejo forestal maderero

Uso histórico

Los antecedentes sobre el uso forestal de los bosques en la región se remontan a finales del siglo XIX y principios de siglo XX. El aprovechamiento a escala industrial del bosque mixto de *Nothofagus* en el norte de la Patagonia comenzó con la colonización europea de finales del siglo XIX. Los primeros aserraderos se instalaron en San Martín de los Andes (1900), Chachín (1908) y Hua Hum (1917), convirtiendo a la actividad maderera en la principal fuente económica de la región. En Tierra del Fuego, por su parte, los bosques de lenga cercanos a la ciudad de Ushuaia fueron intensivamente aprovechados por los presidiarios de la Cárcel de Reincidentes en la primera mitad del siglo XX, para la obtención de madera y leña (fig. 11.6). Rothkugel (1916) menciona que la lenga y el guindo provenientes de Tierra del Fuego eran las únicas especies de los Bosques Andino-Patagónicos que se comercializaban en Buenos Aires. El ciprés de la cordillera también fue señalado tempranamente como una especie económicamente importante para la región cordillerana del norte de la Patagonia, y registros históricos dan cuenta que gran cantidad de árboles de esta especie fueron cortados para la construcción de casas y alambrados, probablemente proveniente en su totalidad de la Isla Victoria (Rothkugel, 1916). Similarmente, existen registros de aprovechamientos en bosques de araucaria que datan de comienzos del siglo pasado (Rothkügel, 1916; Rechene, 2000). Según Mutarelli y Orfila (1970), esta zona fue aprovechada por varias firmas industriales bajo la supervisión de la Administración Nacional de Bosques (antes de la creación de la provincia del Neuquén en 1955).

Los floreos fueron la forma de aprovechamiento histórica en los diferentes tipos de bosques de la región desde sus inicios y hasta mediados del siglo XX. Estas fueron llevadas a cabo principalmente sobre bosques primarios sin intervención previa y con el objetivo de extraer los mejores árboles, sin otro elemento de juicio que la aptitud maderera de los mismos para los sistemas de aprovechamiento existentes, la industria instalada o los requerimientos de materia prima. Por ejemplo, en su mayoría eran extraídos con bueyes por lo que existía un diámetro máximo por el peso de las trozas, o si se extraían por jangadas las trozas no debían presentar pudriciones. Asimismo, la extracción de leña, los postes y varillas requería de menores diámetros, ya que se transportaban a mano hasta los sectores de carga, siendo posible solo en los sitios de mayor accesibilidad. La intensidad de las cortas variaba de acuerdo al requerimiento y a la disponibilidad de la materia prima, así como el tipo de bosque (Bava, 1999). En bosques de lenga, por ejemplo, la intensidad en las cortas fue variable, dependiendo mayormente de la edad de los árboles y de la calidad de sitio. Por ejemplo, en Tierra del Fuego hay sitios donde la extracción fue total (>500 m³/ha) incluyendo todo el material leñoso por arriba de los 10 cm (uso maderero y leñero), mientras que otros sitios no superó los 30-40 m^3/ha. En Chubut, la intensidad de las cortas fue menor, en donde el promedio histórico es de 30 m^3/ha. Las cortas con fines madereros, en general, incluían árboles de mediano porte, aparentemente sanos y donde se estimaba que era posible obtener dos trozas comerciales. Las primeras industrias que se instalaron desde principios del siglo XX, ya sea para aserraderos medianos y pequeños o debobinadoras, se caracterizaron por floreos suaves, aprovechando solamente árboles sanos de mediano tamaño. La pudrición de los fustes, como parte de su ecología natural, determinó que en los bosques primarios, solo una pequeña proporción de árboles tuviera las características de calidad que exigían los floreos, lo que condicionó esta forma de aprovechamiento (López Bernal *et al.,* 2012). Posteriormente, las industrias forestales se fueron adaptando a los productos que ofrece el bosque (y no pensar en adaptar el bosque a los requerimientos de la industria), cuadruplicando en la actualidad las tasas de cosechas históricas y manteniendo la producción de madera aserrada que exigen los mercados (Martínez Pastur *et al.,* 2000, 2009; Cellini *et al.,* 2017). En los bosques mixtos de *Nothofagus*, por su parte, la concesión de corta era anual o de periodos cortos, y de aproximadamente 50 ha denominadas "fracción" o "adelanto". En estas áreas, se prescribían cortas de selección donde solo se establecía el tamaño mínimo de corta de los árboles y la proporción de cobertura que debía extraerse. A campo esto consistía en cortar árboles sanos mayores a 40 cm de diámetro, procesar rollizos mayores a 4 m de largo y transportar la madera en barcos, balsas y jangadas. En la práctica, esto dio lugar a floreos en algunas situaciones donde prevaleció la aptitud maderera. La especie más utilizada era el raulí (*N. nervosa*) debido a sus propiedades tecnológicas, y sólo a partir de la década de 1990 se comenzó a usar intensivamente el coihue (*N. dombeyi*).



Figura 11.6. Presidiarios de Tierra del Fuego en cercanías de la ciudad de Ushuaia. (Foto: G. Martinez Pastur).

La corta de selección continuó siendo el método silvícola predominante hasta la década de 1960. Ya en ese entonces se comenzaron a discutir alternativas silvícolas que mejoraran los rendimientos de cosecha, y permitieran la recuperación económica de los bosques. Una de las propuestas que fueron impulsadas desde las administraciones provinciales fueron las talas rasas (fig. 11.7) (Mutarelli y Orfila, 1973). La implementación de este método presentó varias variantes, incluyendo fajas alternas, cruces o diferentes diseños que buscaban asegurar la provisión de semillas de los árboles remanentes y una

protección contra el viento para la regeneración instalada. En la década del 60, se establecieron numerosos ensayos a lo largo de la Patagonia en el marco de trabajo de empresas forestales, que aplicaron este método hasta fines de los 70 (Alfonso, 1942; Costantino, 1950; Cozzo *et al.,* 1967, 1969; Alonso *et al.,* 1968). Las talas rasas como método silvícola que priorizaba la reconversión del bosque y la regeneración del mismo tuvo un éxito rotundo, pero implicaba que las empresas reconvirtieran sus industrias, lo que no ocurrió en aquella época. a principios de los 80, la mayoría de las cortas volvieron a basarse en el floreo.

Los aprovechamientos iniciales, casi en su totalidad, no incluyeron recomendaciones silvícolas a largo plazo, y pasaron décadas hasta las primeras propuestas que planificaron acciones a lo largo de todo el turno forestal. Al comienzo, la tecnología utilizada en el aprovechamiento era básica, p. ej., hachas y sierras para cortar, y bueyes para el arrastre. Entre 1940 y 1960 la intensidad de la actividad maderera en los bosques mixtos de *Nothofagus* fue máxima al mismo tiempo que la regulación de las concesiones forestales era débil mas allá de la creación del Parque Nacional Lanín (1937), para comenzar a declinar a partir de la década de 1970 (fig. 11.8). Si bien los años setenta se caracterizaron por un aumento en el control de la cosecha, los cortes más extensos existentes en bosques de lenga en Tierra del Fuego se implementaron durante esta década.

El aprovechamiento forestal en bosques de araucaria, por estos tiempos, se realizó generalmente en ausencia de planes de reforestación, y la regeneración natural nunca fue suficiente para garantizar la satisfactoria recuperación de la estructura forestal (Veblen y Dalmastro, 1976). Pozo (1995), en su análisis sobre las estadísticas oficiales publicada en los Anuarios de Estadística Forestal editados por Instituto Forestal Nacional (IFONA) y de la información proveniente de las estadísticas anuales elaboradas por la ex Dirección General de Bosques y Parques Provinciales del Neuquén y la Dirección de Recursos Forestales Nativos, determinó que entre los años 1957 y 1991, durante la explotación forestal de los bosques de araucaria en la provincia del Neuquén, se habrían extraído al menos 221.717 m^3, hallándose una extracción promedio anual de 6.335 m^3 con su valor máximo en el año 1973 (13.009 m^3).

Reconociendo que no se contaba con experiencias concretas para fijar normas silvícolas, se establecen en el año 1945 las primeras parcelas experimentales de tratamientos silvícolas de ciprés de la cordillera en Epuyén, en la actual Reserva Forestal de Usos Múltiples Lago Epuyén de la provincia de Chubut con el fin de determinar los factores que intervienen en la regeneración del ciprés y los crecimientos, de acuerdo a los diferentes raleos practicados (Costantino, 1949). A partir de la década del 50, con la creación de las provincias y las direcciones de bosques, así como con la llegada de los primeros ingenieros forestales argentinos a la región, la regulación incorporó marcaciones técnicas de los árboles a cortar y la elaboración de los primeros planes de ordenación forestal.

En la década de 1980, comienzan a llevarse a cabo las primeras cortas de protección o aclareos sucesivos en bosques de lenga con la intención de aplicar pautas técnicas de manejo silvícola de forma sistemática y a largo plazo. El organismo responsable de la administración forestal habilitaba superficies boscosas para el aprovechamiento por parte de cada aserradero en el marco de un plan de manejo. El personal de la repartición o un profesional privado marcaba en el bosque los árboles firmes y estables, de buen diámetro y con un distanciamiento de unos 8 a 10 m que deberían quedar como masa remanente. En el aprovechamiento, los motosierristas estaban autorizados para apear todas las plantas mayores de 30 cm que no estuvieran marcadas como dosel de protección. Esto no implicaba ninguna restricción en la práctica, ya que el uso tradicional evitaba el apeo de plantas menores de 30 cm (por su tamaño) y de las plantas que usualmente se marcaban como dosel de protección (árboles de grandes diámetros) por estar afectados por pudriciones. Sin embargo, el sistema de cortas de protección no se aplicó correctamente. Los DAP cosechados y las calidades de las trozas extraídas sugieren la existencia de una selección intensiva entre los mejores árboles y, por lo tanto, un empobrecimiento de la estructura residual. De esta forma, el interés económico de los aserraderos con tecnología no adecuada, prevaleció sobre la gestión sostenible, por lo tanto, no se implementaba una mejora sobre la estructura del bosque residual ni un sistema silvícola completo, sino un corte selectivo más restringido en los límites de los arboles no marcados. En la década de los ochenta, la práctica de otorgar acceso a bosques públicos o privados mediante la aprobación de planes de manejo forestal en el servicio forestal provincial se vuelve habitual, pero se cumple más la teoría sobre el papel que la correcta implementación en el terreno.

Si bien el primer guardaparques en Tierra del Fuego data de principios del siglo pasado, gran parte de los aprovechamientos en bosques de lenga tuvieron lugar sin un control efectivo por parte del estado. Después se instauraron distintas formas de influencia estatal empleadas por el Instituto Forestal Nacional (IFONA), basadas sobre todo en la marcación de los árboles a apear. En estas marcaciones, el criterio más importante fue el de producción de madera aserrable. También se han realizado bajo supervisión de IFONA talas rasas en faja (Mutarelli y Orfila, 1969 ab; 1973). En Tierra del Fuego, actualmente, la ejecución de un plan de manejo forestal antes de la cosecha es obligatoria y tiene una validez temporal de cinco años, e incluye un estudio de los rodales objetivo y los rendimientos de madera que se cosecharán.



Figura 11.7. Bosque de lenga regenerado a alta densidad después de una tala rasa en la provincia de Tierra del Fuego. (Foto: G. Martinez Pastur).

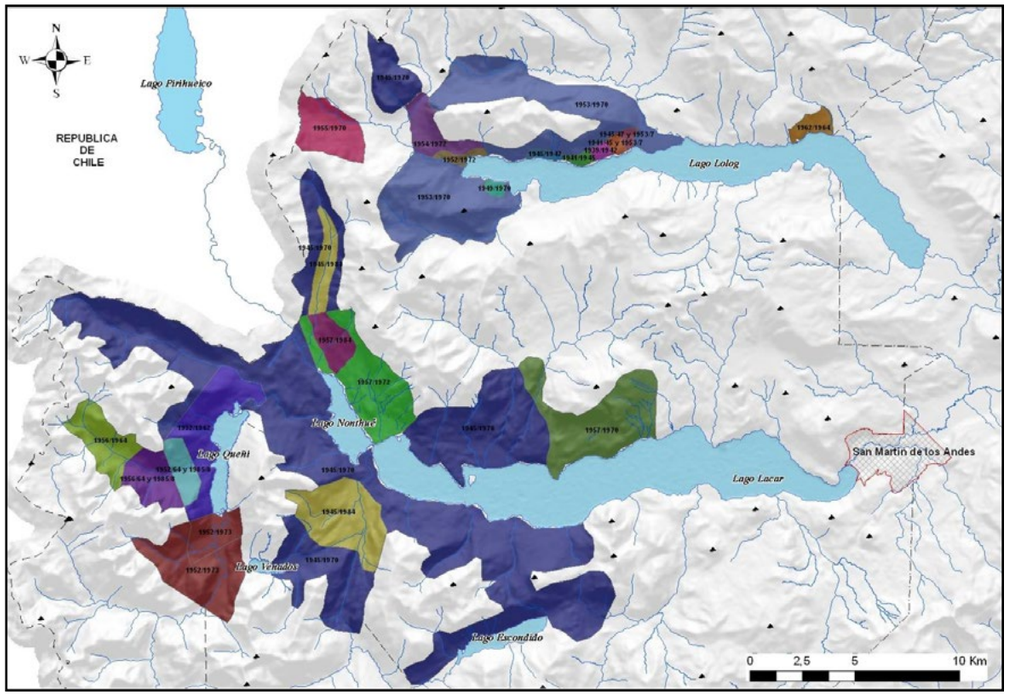


Figura 11.8. Áreas y periodos históricos sometidos a aprovechamiento maderero en las cuencas de los lagos Lácar, Nonthué, Lolog y Queñi en la Reserva Nacional Lanín.

Paralelamente, y a fines de la década de 1980, la actividad forestal en los bosques mixtos de *Nothofagus* retoma su impulso en el área con el objetivo de obtener rollizos para aserrado. Estos planes proponen un sistema silvícola que incluye la planificación, la ejecución y el monitoreo de diferentes acciones enmarcados dentro del PN Lanin bajo la forma de concesiones provinciales, municipales y privadas, enfocados principalmente en rodales de alta densidad y alta productividad de entre 100 y 150 años de edad. El sistema silvícola que se aplica en estos planes es el de cortas de protección o aclareos sucesivos (fig. 11.9). Las cortas estaban particularmente dirigidas a raulí y robre pellín, de tal manera que en los rodales dominados por coihue existe menor impacto de la silvicultura.

La capacidad de rebrote de tocón de raulí y roble pellín ha mitigado parcialmente el impacto de estas cortas selectivas. Los árboles maduros dominantes que presentan la capacidad de un crecimiento extendido, se conservan por períodos variables para mantener una fuente de semillas y proteger a los renovales contra el congelamiento del invierno y la desecación del verano. Los árboles muertos, en pie o caídos, se mantienen en el sitio del bosque para preservar la complejidad estructural, así como la diversidad biológica y funcional. Debido a que se retiene la fuente de semillas, este sistema permite implementar cortas y luego esperar el desarrollo de un periodo semillero relacionado con la vecería. El método de conducción de este sistema involucra conjuntamente el raleo (tabla 11.4).



Figura 11.9. Corta de protección en bosque mixto de *Nothofagus*.. (Foto: M. Peñalba).

En la década del 80 van Konÿnenburg introduce en la provincia de Río Negro los primeros conceptos silvícolas para los bosques dominados por ciprés. Se propone un sistema silvícola de "selección de árboles de futura cosecha o sistema silvicultural del árbol futuro" combinado con tratamientos intermedios de limpieza y poda. El primer paso consistía en la realización de cortas de mejoramiento con el objetivo silvícola a largo plazo de conducir las estructuras hacia formas irregulares (van Konÿnenburg, 1990b). Las cortas consistían en la reducción del número de árboles de baja calidad y en alto estado de competencia en todo el rango diamétrico, favoreciendo a los individuos de buena forma y árboles padres portadores de semillas para promover la regeneración natural (fig. 11.10). Posterior a estas cortas se realizaban tratamientos de limpieza y poda con el objetivo de reducir la carga y continuidad del combustible, y con ello disminuir el riesgo de incendios. Las cortas consistían en la eliminación del sotobosque y la poda de todos los individuos hasta una altura de 3-5 m. Este tipo de intervenciones se denominó localmente como "parquizado", al quedar la estructura de los rodales similar a un parque. La producción de las cortas fue de 20 a 60 m3/ha de madera rolliza y postes, y de 15 a 20 m3/ha de leña (tabla 11.5) (van Konÿnenburg, 1990a). Luego de cinco años el bosque remanente presentó incrementos corrientes de 4 y 6 m3/ha. año (tabla 11.6) (Loguercio, 1997). Sin embargo, en los rodales de estructura irregular intervenidos (fig. 11.11), luego de cinco años de realizadas las cortas de parquizado, se observó un efecto negativo de la limpieza total del sotobosque sobre el establecimiento de la regeneración de ciprés (Loguercio,

1997). Asimismo, en otros rodales de estructura regular e irregular dentro de la Reserva Forestal "El Guadal" de la provincia de Rio Negro, donde se practicó este tipo de silvicultura, la regeneración que se instaló luego de las cortas fue escasa, variando de 78 renovales por ha en la estructura irregular a 1000 renovales por ha en la estructura regular (tabla 11.5). Si bien la implementación del parquizado cumplía con el objetivo de disminuir la cantidad de combustible y el riesgo de incendios, generaba condiciones microambientales que dificultaron el establecimiento de la regeneración, lo que a largo plazo determinaría estructuras distintas a las originalmente planificadas. Asociado al efecto de protección que brinda el sotobosque para la regeneración, esta situación fue mejorando en la medida que se recuperaron las especies del sotobosque, en particular en los rodales con baja densidad (menor 25 m^2/ha).

Tabla 11.4. **Cobertura remanente de árboles del sistema de cortas sucesivas de protección aplicado en la Reserva Nacional Lanín, en relación al tipo de corta y la estructura y el estado sucesional del bosque mixto de *Nothofagus*.**

Periodo	Tipo de corta	Estructura de rodal	Estado sucesional	Cobertura remanente copa (%)	Área basal (m^2/ha)
Regeneración	Preparatoria	Fustal bajo - alto	Autorraleo - transición	70 - 80	30 - 35
	Diseminatoria	Fustal alto - oquedal	Transición - equilibrio	40 - 50	25 - 30
	Secundaria	Fustal alto - oquedal	Transición - equilibrio	30 - 40	15 - 25
	Liberación	Fustal alto - oquedal	Transición - equilibrio	15 - 20	10 - 15
	Final	Oquedal	Equilibrio	-	-
Conducción	Raleo	Latizal - fustal bajo	Establecimiento - autorraleo	80 - 90	15 - 30

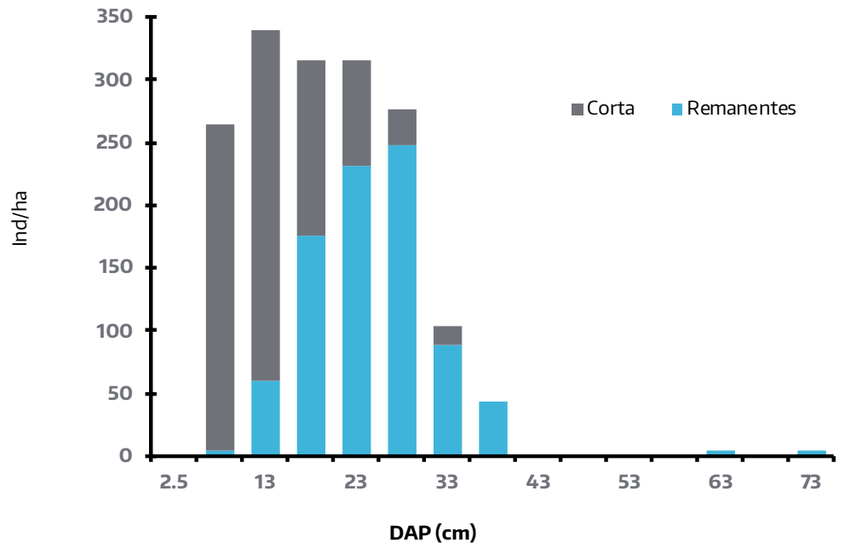


Figura 11.10. Diagrama de frecuencias de cortas de parquizado en un rodal de estructura irregular (izquierda) y su evolución 5 años después (derecha) en la Reserva Forestal El Guadal, Río Negro (Mayol, 1991; Loguercio, 1997b).

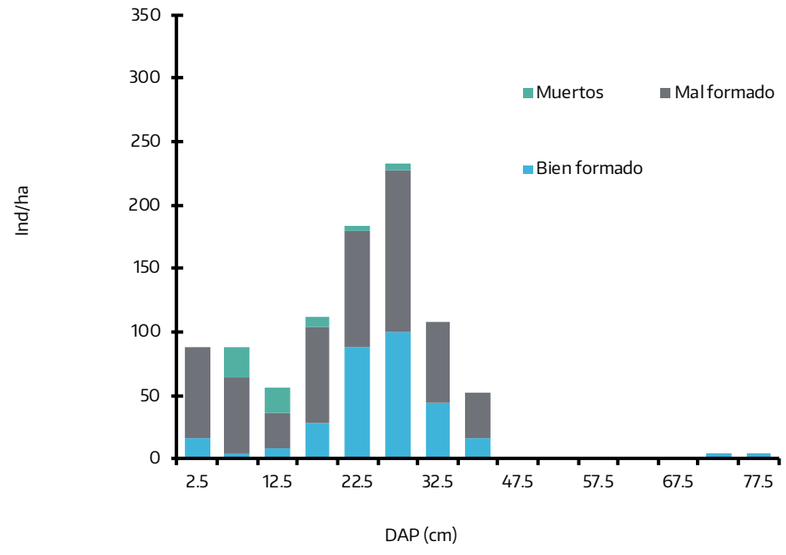


Figura 11.11. Diagrama de frecuencias de cortas de parquizado en un rodal de estructura regular (izquierda) y su evolución 5 años después (derecha) en la Reserva Forestal El Guadal, Río Negro (Mayol, 1991; Loguercio, 1997b).

Tabla 11.5. Parámetros de dos rodales intervenidos con cortas de mejoramiento, liberación y limpieza en la Reserva Forestal "El Guadal", Río Negro. Antes de la corta y corta: N: número de árboles por ha; AB: área basal (m^2/ha), V: volumen (m^3/ha). 5 años después de la corta INC: incorporaciones de individuos/ha; ICA: incremento corriente anual (m^3/ha. año) (Mayol, 1991; Loguercio, 1997b).

Estructura	Antes corta			Corta			5 años poscorta	
	N	AB	V	N	AB	V	INC	ICA
Irregular	1620	28,2	163,3	416	8,7	52,2	77	4,2
Regular	1668	55,5	427,4	808	13,0	92,4	35	5,6

Tabla 11.6. Renovales registrados (ind/ha) luego de 5 años en rodales intervenidos con cortas de mejoramiento, liberación y limpieza en la Reserva Forestal "El Guadal", Río Negro. AB: área basal promedio (m^2/ha), n: número de parcelas de 4 x 2 m relevadas (Loguercio, 1997b).

Renovales por clase de altura (ind/ha)						
Estructura	AB	n	<10 cm	10-130 cm	> 130 cm	Total
Irregular	26	35	78	859	784	1721
Regular	39	17	1071	3893	1357	6321

A principios de los 90, la provincialización de Tierra del Fuego trae aparejada la creación de una estructura de gestión forestal provincial, una nueva ley forestal (Ley Provincial n° 145 y otras) y un renovado interés por regularizar los aprovechamientos y la industria forestal instalada. A este contexto, se le suma un incremento significativo en las investigaciones silvícolas sobre la lenga que se realizaron en Chile, principalmente en la región de Magallanes (Schmidt y Urzúa, 1982). Este contexto promovió la implementación compulsiva de cortas de protección, buscando regularizar las masas forestales (primarias y/o floreadas) y maximizar la producción maderera futura. Este cambio significó una mayor presencia de profesionales forestales en el bosque, por ejemplo la realización de planes de manejo, realización de guías de caminos, realización de marcaciones, y acompañados de chequeos periódicos por parte de las instituciones encargadas de la gestión forestal. En este contexto se realizaron numerosas investigaciones científicas que mejoraron la productividad de la cosecha (Martínez Pastur *et al.*, 2000; Cellini *et al.*, 2017). Posteriormente, se desarrollaron alternativas que combinan la producción maderera con la conservación (Martínez Pastur *et al.*, 2007b, 2009; Cellini *et al.*, 2017) manteniendo las tasas de cosecha de las cortas de protección, pero mejorando la capacidad de conservación de los rodales bajo manejo.

Propuestas silvícolas de manejo

Paralelamente al crecimiento del sector forestal en la región y de la mano de las prácticas silvícolas históricas descriptas, se fueron desarrollando propuestas silvícolas para los diferentes tipos forestales con una mayor solidez respecto de los usos potenciales, la conservación y de los servicios ecosistémicos que brindan. Algunas de estas propuestas se implementaron a gran escala, pero otras quedaron como experiencias a pequeña escala o áreas experimentales, o bien como simples consideraciones teóricas.

Una propuesta destacable de planificación de manejo forestal y gestión técnica de los bosques de ciprés de la cordillera fue el plan de ordenación forestal de la Reserva "Loma del Medio-Río Azul" de El Bolsón en la provincia de Rio Negro (Chauchard y Barnaba, 1986). Basado en la dinámica de regeneración postfuego en sitios húmedos que evoluciona como estructura regular, se propuso el sistema silvícola de cortas de protección o aclareos sucesivos. Se definió un turno de 80 años y un período de regeneración de 20 años, con tres intervenciones incluyendo cortas preparatorias y diseminatorias, para promover y favorecer el establecimiento de la regeneración, así como la corta final. En la primera corta se propuso reducir la densidad entre 20% a 30%, seguida de la segunda corta diseminatoria que se aplicaría 4 a 5 años después, pudiendo afectar 30% a 35% de la masa inicial; mientras que en la corta final se extraerían todos los ejemplares adultos remanentes una vez lograda la regeneración natural y/o complementaria artificial. Al igual que en distintos bosques de ciprés, la aparición y evolución posterior del *mal del ciprés* a nivel regional (decaimiento forestal) obligó a su consideración en las pautas de manejo, orientando las intervenciones al saneamiento de los rodales a través de cortas de saneamiento. Nuevas sugerencias de investigaciones para el manejo de los bosques de ciprés a fines de la década del 80 indican como ensayos prioritarios los conducentes a definir la forma de regeneración del bosque, el crecimiento y los sistemas silvícolas apropiados (Schmidt, 1985). Estos conocimientos son considerados en la elaboración de propuestas de silvicultura para estos bosques (Schmaltz and Gonda, 1991; Bava and Gonda, 1993; Goya *et al.*, 1995; Loguercio, 1997). Sin embargo, y a partir de la expansión del *mal del ciprés* a la mayor parte del área de distribución del ciprés, las administraciones forestales autorizan la corta de árboles muertos y enfermos avanzados sin pautas silviculturales complementarias que aseguren la regeneración y resguarden la continuidad del bosque.

Los aprovechamientos iniciales en bosques de araucaria, por su parte, no incluyeron, por lo general, recomendaciones silvícolas. Poniendo énfasis en la regeneración futura de estos bosques, Tortorelli (1942) propone la utilización de un sistema silvícola de selección de árboles de futura cosecha o sistema silvicultural del árbol futuro. El mismo estaba basado en el aprovechamiento de estos bosques mediante cortas de selección con el objetivo de alcanzar rodales de estructuras de edades no uniformes respondiendo a la dinámica natural de la especie. Se desconoce, sin embargo, de situaciones donde el mismo haya sido aplicado y posteriormente evaluado.

Son numerosas las propuestas silvícolas que se han definido desde principios del siglo pasado hasta la actualidad para los bosques de lenga (Martínez Pastur y Lencinas, 2005). Entre ellas se encuentran las talas rasas en fajas, las cortas de selección (individuales y en bosquetes) y las cortas de protección. Principalmente, todos estos métodos se han basado en parámetros económicos definidos exclusivamente por parámetros forestales (rendimiento y crecimiento) (Martínez Pastur *et al.,* 2009) sin incluir aquellos de conservación. La implementación de las cortas de protección (fig. 11.12) derivó en el tiempo en propuestas silvícolas que actualmente atienden las características de estos bosques. Estas comprenden la apertura del dosel dejando un remanente (15-30 m^2. ha^{-1}) durante el tiempo necesario (10 a 20 años) para lograr la instalación (al menos 20-30 mil plantas. ha^{-1}) y el crecimiento de la regeneración natural hasta una altura media de 50-75 cm. Posteriormente, la corta final remueve el dosel de protección remanente, seguido de tratamientos intermedios (raleos y podas) (Martínez Pastur *et al.,* 2009). Estos tratamientos estimulan el crecimiento individual de los árboles, priorizando calidad y cantidad de madera para el aserrado, hasta llegar a un tamaño comercial donde se reanuda el ciclo de cortas. Las plántulas de lenga tienen una extraordinaria capacidad de adaptación a cambios en el medio ambiente (Lencinas *et al.,* 2007; Martínez Pastur *et al.,* 2007a; 2011a; Peri *et al.,* 2009) permitiendo la recuperación de la estructura forestal de los rodales frente a todas las propuestas silvícolas ensayadas.

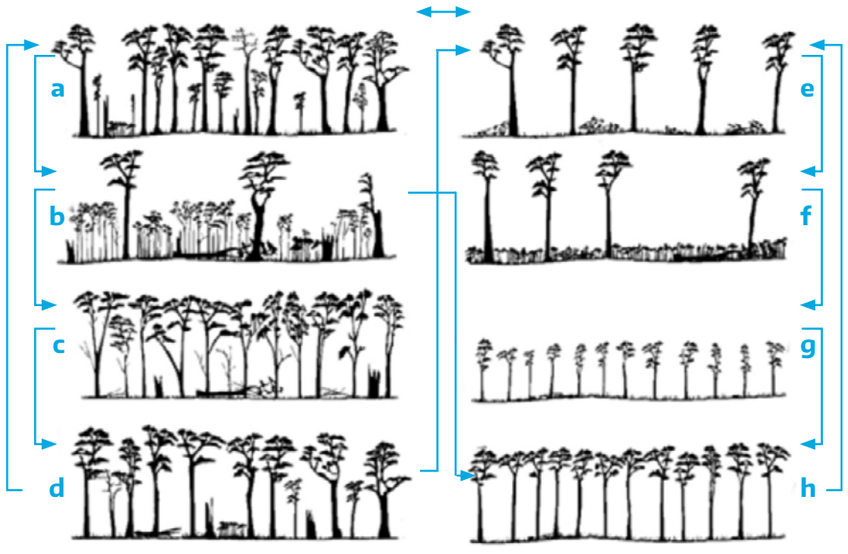


Figura 11.12. Propuesta de manejo silvícola para bosques de lenga: (A) rodal en fase de desmoronamiento, (B) rodal en fase de desmoronamiento con regeneración avanzada, (C) rodal en fase de crecimiento óptimo, (D) rodal en fase de envejecimiento, (E) rodal con cortas de protección, (F) rodal regenerado mediante cortas de protección, (G) rodal secundario con raleo y poda, y (H) rodal manejado con cobertura de árboles secundarios (basado en Martínez Pastur *et al*., 2013).

Como era de esperar, las implementaciones silviculturales cambiaron con la evolución del conocimiento sobre los bosques, desde las primeras experiencias en talas rasas en Argentina (Mutarelli y Orfila, 1973) y cortas de protección en Chile (Schmidt y Urzúa, 1982), hasta las alternativas actualmente utilizadas. Hoy en día, las propuestas de manejo fueron cambiando hacia acciones silvícolas más complejas, como la implementación de patrones de retención variable (RV) que incluyen diferentes tasas y formas de retención de los elementos del bosque original, p. ej. retención agregada o dispersa (fig. 11.13) (Franklin *et al.,* 2002; Martínez Pastur *et al.,* 2000; 2009). Esta propuesta silvícola para manejar rodales coetáneos ha sido ya implementada en bosques de lenga en Tierra del Fuego (Martínez Pastur y Lencinas, 2005; Martínez Pastur *et al.,* 2009) e incluye: (i) la retención de parte del bosque productivo original en forma de agregados circulares sistemáticamente distribuidos (uno por hectárea, de 2.800 m^2) manteniendo el suelo y sotobosque sin impactos de caminos ni maquinarias, (ii) la retención dispersa de árboles vivos entre los agregados (10-15 $m^2.ha^{-1}$) en donde se aprovechan los árboles maderables, y (iii) la preservación de la madera muerta, tocones, sistemas radiculares y restos de la cosecha distribuidos homogéneamente en las áreas de cosecha.



Figura 11.13. Sistema silvícola en la provincia de Tierra del Fuego con patrón de retención variable dispersa. (Foto: G. Martinez Pastur).

Los árboles remanentes del aprovechamiento deben ser dominantes, de amplia copa para protección y producción de semillas, árboles perchas, muy viejos, secos, o con huecos para la nidificación de varias especies de aves. Es importante realizar una correcta selección de los individuos remanentes para asegurar la estabilidad del dosel luego del aprovechamiento, disminuyendo el daño a los árboles remanentes para asegurar mayor fuente de semillas y sostenibilidad del sistema en su conjunto. En la zona de aprovechamiento también se plantean raleos y podas (fig. 11.14). La implementación de podas se hace necesaria debido al escaso desrame natural de la especie, y a la necesidad de implementar intervenciones fuertes (área basal de manejo entre 18-30 y 10-16 m^2. ha^{-1} para diámetros medios de 10 y 30 cm, respectivamente) ya que el cerramiento de copas ocurre muy rápidamente luego de las intervenciones. Es por ello, que los raleos deben realizarse periódicamente en lapsos no mayores a los 10 años (Martínez Pastur *et al.,* 2002a; Martínez Pastur, 2006), mediante el siguiente esquema: (i) intervenciones tempranas sistemáticas sobre la regeneración establecida luego de la implementación de las cortas finales (<2 m altura y >30 mil árboles.ha^{-1}) mediante fajas alternas de 2 m ancho y/o dameros (remoción 50-75% área); (ii) liberación de individuos futuros mediante cortas de liberación sucesivas hasta alcanzar 1/3 de la altura total potencial del sitio; (iii) raleos fuertes hasta llegar a los niveles sugeridos por los modelos de densidad y manejo; y (iv) podas sucesivas en todas las etapas hasta alcanzar un fuste libre de 6-7 m de altura y sin afectar más de 1/3 de la copa viva (fig. 11.14).

Este método incluye la mantención de bosques de protección a orillas de ríos y humedales, los bosques de borde de pastizal o turbal, en pendiente o de baja calidad de sitio (Gustafsson *et al.,* 2012). La RV presenta rendimientos comparables con la corta de protección (Martínez Pastur *et al.,* 2009; Lindenmayer *et al.,* 2012) y debido a la planificación de caminos y la mayor concentración de corte, un menor costo de volteo y rastreo (Martínez Pastur *et al.,* 2007b), además de conservar en forma eficiente la biodiversidad dentro de las áreas de manejo (Lencinas *et al.,* 2008a, 2008b, 2009, 2010, 2011; Simanonok *et al.,* 2011), así como también mejoras en los ciclos de producción de flores, semillas, regeneración (González *et al.,* 2006; Martínez Pastur *et al.,* 2008, 2011a, 2011b), microclima y ciclos de nutrientes (Martínez Pastur *et al.,* 2007a).

El impacto sobre los bosques manejados siempre es significativo, por lo cual el desafío sigue siendo encontrar un equilibrio entre las variables económicas, ecológicas y sociales, con el objetivo de diseñar alternativas para un uso responsable y sostenible. Los cambios y los impactos son menores dentro de los agregados de retención y se incrementan a medida que aumenta la distancia a los mismos dentro de la retención dispersa. Estos estudios evidencian que la variedad de micro-ambientes que se generan en los bosques manejados por retención variable favorece la conservación de una mayor diversidad de especies que otros métodos silvícolas. Finalmente, cabe destacar que la distribución sistemática de la retención agregada obliga a: (i) implementar un diseño de caminos de extracción homogéneo y de bajo impacto de picadas, (ii) realizar volteo dirigido de árboles de modo para no dañar los agregados y en dirección a las picadas de extracción, y (iii) evitar la construcción de canchones de acopio. Estos últimos aspectos disminuyen los costos de cosecha, aumentando la rentabilidad de las empresas en el contexto actual del manejo forestal (Martínez Pastur *et al.* 2007b).



Figura 11.14. Propuesta de manejo silvícola mediante retención variable para bosques de *N. pumilio.* RA: retención agregada; RD: retención dispersa; (A) aplicación de la corta dejando intacta la RA y 10-15 10 m^2. ha^{-1} de AB en RD, (B) continuación de la dinámica natural en RA y bosque regenerado en RD, (C) continuación de la dinámica natural en RA y bosque secundario con raleo y poda en RD (D) continuación de la dinámica natural en RA y bosque manejado con cobertura de árboles secundarios en RD.

Sin embargo, estos métodos teóricos no se han aplicado completamente a lo largo de un turno forestal. Hasta el momento, solo se han implementado los primeros cortes, con una ausencia de tratamientos intermedios. Las primeras cortas de protección en Tierra del Fuego datan de 1990, siendo escasos los ejemplos de cortas finales, mientras que las primeras cortas con retención variable del año 2000. En la actualidad, el aprovechamiento forestal en lengales ubicados en las provincias patagónicas ha disminuido mucho, incluyendo a Tierra del Fuego. Allí se aplican cortas de protección y los métodos derivados de las mismas mencionados anteriormente, todos ellos orientados a instalar regeneración que originará rodales regulares (Martínez Pastur *et al.,* 2009).

Además de las excepciones citadas, la regeneración se estableció con éxito en los rodales gestionados. Sin embargo, la regeneración exitosa de los rodales cosechados no es suficiente para lograr la sostenibilidad del bosque (Schmidt y Urzúa, 1982; Martínez Pastur *et al.,* 2000). En muchos casos, no es posible obtener ningún beneficio económico directamente de la estructura forestal empobrecida actual, e.j. rodales mal gestionados donde es necesario realizar una corta final a pérdida, o rodales floreados muy intensamente donde no dejaron individuos maderables en el dosel remanente. La implementación de un aprovechamiento mal planificado ha resultado en una compleja mezcla irregular de rodales de bosques primarios con otros que presentan diferentes niveles de intensidad de

floreo. Esto genera una enorme heterogeneidad en el paisaje (baja densidad de árboles y bajo potencial productivo). El reclutamiento de la regeneración generalmente está garantizado, pero también se distribuye en un patrón irregular; por e.j., en cercanías de los árboles remanentes o en coberturas de copa mayores del 50% la regeneración crece con bajas tasas. Como consecuencia, esta estructura actual es extremadamente complicada de administrar económicamente a través de futuros tratamientos intermedios. En este sentido, la propuesta teórica de los tratamientos propuestos, principalmente las cortas de protección, que era la conversión de los bosques primarios en una estructura manejada de forma regular y rentable, no se cumple (Schmidt y Urzúa, 1982; Martínez Pastur *et al*., 2000). En este sentido, la actual aplicación incompleta ha dado lugar a una estructura forestal más irregular y menos valiosa. Los bosques primarios acumularon crecimiento y madera de calidad a lo largo de cientos de años, y en la primera corta de protección se extrae del bosque esa ganancia acumulada. La implementación de prácticas silvícolas sostenibles implica: (i) dejar árboles de calidad para intervenciones futuras (p. ej., contar con árboles maderables en las cortas finales para que la intervención sea rentable), y (ii) afrontar con los ingresos extraordinarios de las cortas de protección iniciales, los gastos de los raleos a pérdida que deben realizarse durante los primeros 50 años del turno. En este sentido, los bosques de *Nothofagus* son fáciles de manejar, debido a su composición monoespecífica y la ausencia de problemas en el reclutamiento, en comparación con otros bosques más cálidos (Dickinson *et al.,* 2000; Hall *et al.,* 2003) y templados (Kozlowski, 2002). Sin embargo, las condiciones socioeconómicas y las distancias a los mercados generan limitantes para la implementación de los modelos teóricos de manejo silvícola.

Las características estructurales y dinámicas de los bosques mixtos de especies del género *Nothofagus* (*N. nervosa, N. obliqua, N.dombeyi*), así como las comprobaciones prácticas acerca de las experiencias silvícolas modernas, y el seguimiento operativo y técnico de los distintos planes de manejo forestal ejecutados durante los últimos treinta años (Chauchard *et al.,* 2008; González Peñalba *et al.,* 2016), hacen aconsejable continuar con la aplicación del sistema de cortas de protección o silvicultural de cortas sucesivas de protección (SICOSUP) como se lo conoce localmente. Los rodales que se incorporan al manejo son primordialmente maduros, aunque hay algunas experiencias recientes con intervenciones en rodales inmaduros. Esos rodales tienen edades mayormente de entre 100 y 150 años, alcanzando algunos individuos 350 años. Los niveles de densidad son altos, con espesuras que determinan coberturas del dosel del 90% o superiores, áreas basales de entre 45 y 70 m^2/ha y volúmenes totales de 600 a 900 m^3/ha. Crecen en sitios variables y en los mejores sus crecimientos anuales corrientes pueden superar los 10 m^3/ha. año y sus alturas 40 metros. Para ciertos usuarios particulares o áreas de amortiguación de los rodales intervenidos bajo SICOSUP o zonas sensibles como la red de drenaje hídrico, se aplican cortas de selección individual conocidas localmente como el sistema silvícola de cortas de entresaca (SIEN), cuya extracción localizada de árboles maduros origina pulsos parciales de regeneración, con lo cual se promueven estructuras irregulares.

Dentro del SICOSUP, se ha apreciado que el método de reproducción que forma parte del sistema es uno de los más adecuados para el manejo de estos rodales mixtos dada su composición y estructura. Los patrones de aplicación de los tratamientos reproductores, guiados por el objetivo de una instalación gradual de la regeneración bajo la protección del dosel, responden a la consideración de una serie de factores, entre los que se destaca el grado de cobertura remanente; así es que se aplican normalmente dos cortas reproductoras durante un período de reclutamiento, produciendo una reducción de la cobertura a niveles de aproximadamente el 40% (fig. 11.15). También se considera la interacción de otros factores de distinta índole como la calidad de los productos a extraer, la necesidad de asegurar suficiente número de árboles semilleros de buen porte y estabilidad, la protección de la red de drenaje y el logro de una adecuada accesibilidad, tal que favorezca el bajo impacto de las operaciones. Las características de las cortas reproductoras aplicadas ofrecen ventajas tales como la protección del suelo, evitando o disminuyendo procesos erosivos y una constante protección de los renuevos contra heladas, sequía y vientos. Esto es particularmente importante pues, en el marco del cambio climático, otorga flexibilidad en la aplicación de los tratamientos. El sistema también genera alta probabilidad de instalación de renuevos por la ocurrencia de varios años semilleros durante el período de regeneración, y un aceptable balance entre conservación, mejoramiento del bosque y viabilidad económica del aprovechamiento. El período de regeneración se estima entre 20 y 25 años, siendo conveniente establecer un valor articulado con el turno de corta final, a los fines de facilitar la ordenación. La meta silvicultural para ese período es la instalación de un mínimo de 2.500 renovales por hectárea, que alcancen más de 2 metros de altura y posean vigor, así como una regular distribución en superficie. Cuando la estructura dominante del rodal es tipo fustal bajo o combinación de fustal bajo y alto, se prescriben cortas preparatorias consideradas las últimas cortas intermedias del sistema. Su objetivo es el de mejorar las condiciones futuras de los rodales para su renovación y para la posterior producción. Esto se logra reduciendo la densidad y estimulando de tal forma el desarrollo de copas de mayor tamaño y por ende la producción de semillas, para la posterior aplicación de las cortas reproductoras. La cobertura de dosel remanente sigue siendo alta, del orden del 70 al 80%. En ocasiones, y aunque no es el efecto buscado, se produce la instalación de algunos individuos o grupos de renovales, situación que se denomina regeneración avanzada.

Dado que es escasa la proporción de rodales bajo manejo que contengan estructuras juveniles, prácticamente no hay experiencias en a aplicación de tratamientos sobre las mismas. Por ello, a fines de la década de los 90, se han comenzado ensayos sobre latizales a los que se aplican raleos, monitoreando su respuesta ante dichas intervenciones. La información que se obtiene de estos ensayos será de fundamental importancia al momento de incorporar al manejo, en forma extendida, a las generaciones que se están instalando por efecto de los tratamientos reproductores.

Tanto en el SICOSUP como en el SIEN, se han incorporado las nuevas tendencias que nacieron en la silvicultura de EE.UU., que consisten en retener o mantener tras el tratamiento ciertos elementos estructurales que favorecen los procesos ecosistémicos (Franklin *et. al.*, 2002). Estos elementos son árboles sobremaduros, maduros o inmaduros que trasciendan la rotación de manejo, árboles muertos en pie o caídos y sotobosque; y donde se procura de tal manera favorecer la disponibilidad actual y/o futura de hábitat para insectos, aves y pequeños mamíferos (roedores y marsupiales). A ello se le suma un aprovechamiento que genere un impacto mínimo sobre la estructura remanente y el ambiente del rodal en general. Todo ello, acompañado con un importante trabajo de mantenimiento de obras para prevención y mitigación de efectos negativos y del monitoreo de las respuestas del rodal a las intervenciones.



Figura 11.15. Cortas reproductoras en un sistema silvicultural de cortas sucesivas de protección (SICOSUP) en bosques mixtos de *Nothofagus* en la provincia de Neuquén. (Foto:: M. Peñalba).

Por otra parte, en los últimos años se ha puesto de manifiesto el potencial maderero, crecimiento (Ivancich *et al.,* 2011) y reservorio de carbono de los bosques de ñire (Peri *et al.,* 2006, 2008, 2010) lo que permite ampliar las alternativas silvícolas para estos bosques. Una de las propuestas de manejo que combina criterios económicos y ecológicos para diferentes actores (forestales y ganaderos) es el manejo silvopastoril (Peri 2005, 2006; Peri *et al.* 2016a, 2016b, 2017), y que involucra al manejo combinado de tres componentes en una misma unidad de superficie: árboles, pasturas y ganado, existiendo interacciones positivas y negativas entre ellos. Esta alternativa apunta a favorecer las interacciones beneficiosas para lograr un incremento de la producción del sistema en términos de provisión de servicios ecosistémicos, de la eficiencia del uso de los recursos disponibles y de la conservación de la biodiversidad in situ. La propuesta silvícola del manejo silvopastoril (fig. 11.16) incluye: (i) la apertura del dosel original (30 a 60% de cobertura del bosque remanente) para favorecer el desarrollo del sotobosque; (ii) la remoción o acumulación de residuos leñosos del suelo forestal; (iii) el enriquecimiento del sotobosque con especies (p. ej. *Dactylis glomerata* y *Trifolium repens*) que complementen la dieta del ganado (p. ej. vacas y ovejas); (iv) la realización de raleos que incrementen el crecimiento y la calidad maderera del dosel remanente, y para mantener la cobertura dentro de los límites de manejo; y (v) la protección de plántulas (150-250 individuos.ha^{-1}) (Peri *et al.* 2009) por semilla o agámicas (Soler *et al.*, 2010; Bahamonde *et al.,* 2011) hasta los 2 m de altura para asegurar la renovación del dosel forestal en el tiempo. La apertura del dosel depende del régimen hídrico y la calidad de sitio de los rodales, recomendando intervenciones más intensas a medida que mejora la calidad de sitio o la disponibilidad de agua (Peri *et al.,* 2006, 2016a, 2016b). Estos niveles de apertura del dosel permiten obtener aumentos de biomasa del sotobosque de entre 300-1400 kg. ha^{-1} de materia seca, permitiendo incrementar un 30% las cargas animales promedios para la región (Peri *et al.,* 2009a).

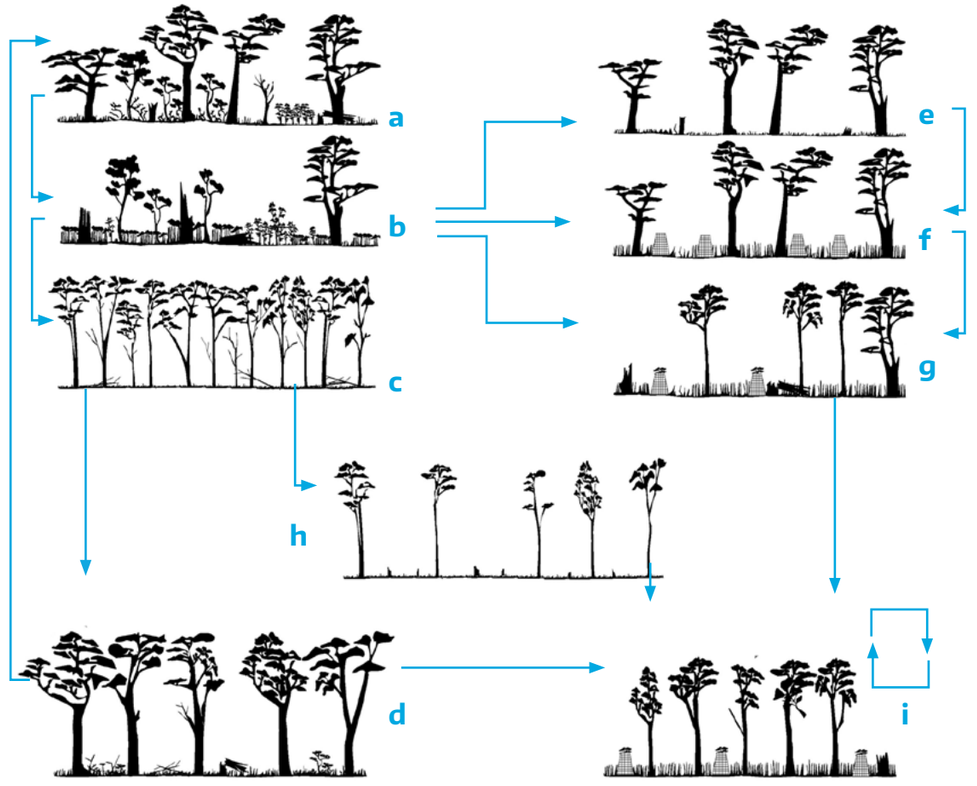


Figura 11.16. Propuesta de manejo silvícola para bosques de ñire bajo uso silvopastoril: (A) rodal en fase de desmoronamiento, (B) rodal en fase de desmoronamiento con regeneración avanzada, (C) rodal en fase de crecimiento óptimo, (D) rodal en fase de envejecimiento, (E) rodal manejado con cobertura de árboles originales, (F) rodal manejado con protección de renovales y cobertura de árboles originales, (G) rodal manejado con cobertura mixta de árboles originales y secundarios, (H) rodal secundario con raleo y poda, y (I) rodal manejado con cobertura de árboles secundarios (basado en Martínez Pastur *et al.*, 2013).

Otra alternativa en Patagonia sur para la planificación de la intensidad de los raleos en bosques de ñire (fig. 11.17) es el uso del índice de densidad relativa de Reineke (IDR) para diferentes coberturas de copas (Ivancich *et al.* 2009). El índice de densidad relativa de referencia (IDR25) fue de 1435 ind. ha^{-1}. Los modelos ajustados para las diferentes coberturas de copas (35% 55% y 70%) se correspondieron al 19%, 38% y 65% del IDRmax respectivamente (fig. 11.18). Por otra parte, el IDRmax representa a una cobertura del 80% -100% que sería el estado de máxima competencia entre individuos que puede ser encontrado en los bosques de ñire. La aplicación de dichos modelos facilitará la toma de datos durante los inventarios forestales, siendo necesaria solo la determinación de las variables AB y DAP para una adecuada planificación y monitoreo de intervenciones silvícolas a realizarse en un plan de manejo silvopastoril sostenible de los bosques de ñire. De esta manera podría evitarse la medición de la variable cobertura de copas, disminuyendo así los costos de los inventarios.



Figura 11.17. Raleos en bosques de ñire en la provincia de Santa cruz. (Foto:. P. Peri).

Las intervenciones silvícolas propuestas ya cuentan con resultados producto de la existencia de una red de parcelas permanentes a lo largo de un gradiente geográfico que ocupa esta especie analizando diferentes intensidades de corta (Peri *et al.,* 2016c; Martínez Pastur *et al.,* 2018). Por ejemplo, entre los ensayos de raleos se encuentran: (i) Ea. Cancha Carreras en Santa Cruz (instalación año 2008) donde se raleo de 4050 a 1550 ind. ha^{-1} (edad 41 años) obteniendo crecimientos promedios de 1,1 m^3. ha^{-1}; (ii) Ea. San Pablo en Tierra del Fuego (año 2009) donde se raleo de 2845 a 344 y 681 ind. ha^{-1} (edad 48 años) obteniendo crecimientos promedios de 3,1 y 3,9 m^3. ha^{-1} en comparación de los 4,9 m^3. ha^{-1} de los controles.

Más allá de su alto valor, demanda y el alto potencial para ser manejado bajo diversos planteos silvícolas, muy poca silvicultura se practica en la actualidad en los bosques de ciprés de la cordillera, limitándose al marcado y apeado de árboles muertos. Numerosos factores a lo largo del tiempo han atentado dificultado la implementación de una silvicultura sostenida. Entre ellos encontramos la fragmentación y degradación del bosque debido al parcelamiento de la tierra y al uso intensivo de los predios, los incendios de alta severidad, la alta heterogeneidad de los sitios, la legislación presente, la incidencia del mal del ciprés, y en especial la presión antrópica dada la fácil accesibilidad.

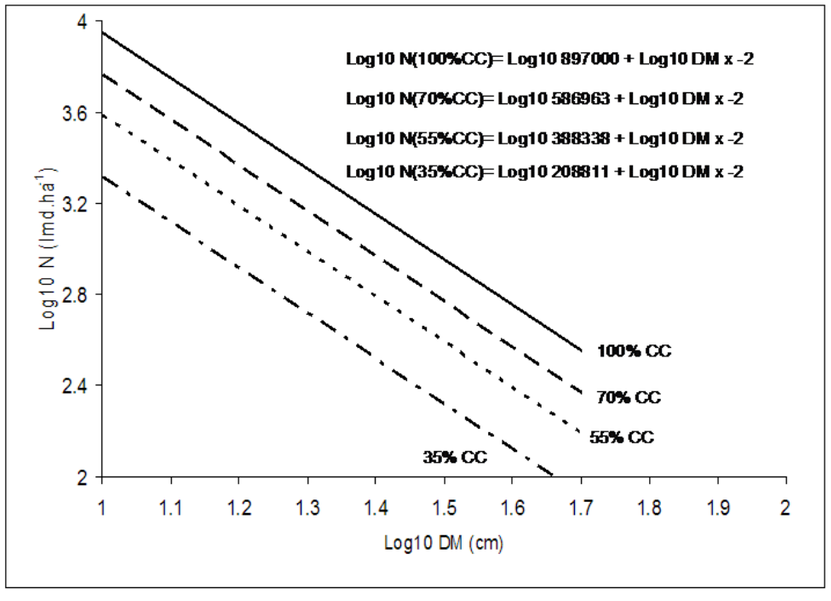


Figura 11.18. Modelos de predicción de la densidad de un bosque de *Nothofagus antarctica*, de acuerdo al diámetro medio y a diferentes coberturas de copa (35, 55, 70, 100%). N: densidad; DM: diámetro medio; y CC: cobertura de copas.

11.2.2 Uso ganadero del bosque

La colonización de los Bosques Andino Patagónicos se inicia en territorio chileno a mediados de siglo XIX, luego de que más de 250 años de la guerra entre españoles y la nación araucana, resultara en un avance del bosque sobre el valle central (Bengoa, 2003; Lara *et al.,* 2012). En el norte de la Patagonia, el pastoreo de ganado doméstico fue reportado desde la primera mitad del siglo XVIII, utilizando los pastizales de la estepa (Biedma, 1987). En relatos de misioneros llegados a la región cordillerana de Patagonia en el 1700 mencionan la adquisición de vacas compradas a los indios del norte (Fonck, 1900). Musters (1871) cita la existencia de ganado silvestre en los bosques ya en 1871, posiblemente proveniente de Valdivia, Chile, que constituyó un centro de comercio con las comunidades originarias. La introducción masiva de ganado comienza con los primeros asentamientos permanentes, alrededor de 1887. La primera actividad de los asentamientos de la colonización en la cordillera fue la ganadería, y estuvo asociada a grandes incendios provocados para reemplazar el bosque por pastizales, que produjeron una disminución de la superficie cubierta por bosques. A diferencia del manejo realizado hasta el momento a nivel de paisaje, que combinaba bosques abiertos con áreas de cultivo y poblaciones rivereñas en Chile, los nuevos colonos desarrollaron una agricultura de frontera, empujando al bosque de áreas aptas para el cultivo y convirtiendo las zonas menos productivas en pasturas (Willis, 1914; Otero Durán, 2006; Lara *et al.,* 2012). El fuego dejó de ser un instrumento de manejo agrícola recurrente en bosques húmedos (Otero Durán, 2006) o de cacería en el ecotono entre el bosque y la estepa (Kitzberger y Veblen, 1999), pasando a ser un aliado del colono en el cambio del uso del suelo, de forestal a agrícola y ganadero (Willis, 1914). Aproximadamente entre 1890 y 1920, los colonos europeos quemaron extensas áreas de bosque en esta región (Willis, 1914; Rothkugel, 1916). Rothkugel (1916), estimó que 693.000 ha de Bosques Andino-Patagónicos fueron quemadas durante esta etapa de colonización. Posteriormente, este reemplazo se revirtió. Grandes superficies fueron recolonizadas por bosques, pero en los bosques más accesibles la actividad ganadera se asentó alternando campos de invernada en los valles ecotonales y la estepa, con campos de veranada en el bosque. Esta actividad se inició con la ganadería ovina, y posteriormente se volcó a la ganadería bovina a partir de la segunda mitad del siglo XX, continuando hasta la actualidad.

En los bosques de lenga al norte de su distribución, Moreno (1942) reporta la presencia de ganado salvaje en la cordillera, y que por las cumbres de la cordillera se trasladaba ganado robado en la región pampeana y era vendido en Chile. Como resultado de las grandes quemas de bosques, muchos bosques de lenga se convirtieron en campos de veranada para la cría de ovejas hasta mediados del siglo XX y, desde ese momento, gradualmente para el ganado vacuno. En Tierra del Fuego, particularmente, la ganadería utilizó en primer lugar las áreas de estepa y ecotono, ocupando principalmente las áreas de humedales o vegas de gran potencial forrajero. El carácter extensivo de esta actividad dio lugar a la proliferación de ganado bagual en áreas inaccesibles, como península Mitre. Hasta principios del siglo XX, el anillado (capado) de grandes superficies de bosques, y su posterior incendio fue una práctica utilizada para incrementar los campos de pastoreo de la isla. Mediante esta práctica se han convertido aproximadamente 17.000 ha de bosque (Carabelli, 1996). Los bosques de lenga en la provincia del Chubut, por su parte, constituyen un área muy importante del manejo ganadero tradicional, que alterna campos de invernada en la estepa con campos altos de cordillera en los meses de verano; en consecuencia, el 19% de los bosques potencialmente maderables se encuentran con impactos derivados del pastoreo de ganado vacuno (Bava *et al.,* 2006). Los bosques de ñire, similarmente, han sido fuertemente impactados desde la instalación de los primeros establecimientos agropecuarios a finales del siglo XIX. Estos bosques han sido utilizados por más de 100 años con fines ganaderos, así como para la extracción de leña y carpintería rural (postes y varas). La mayoría de los establecimientos ganaderos que tienen bosque de ñire (Ormaechea *et al.,* 2009; Ormaechea, 2012: Peri, 2016) se benefician de la biomasa forrajera que ofrecen las plantas del sotobosque de ñire para alimento del ganado ovino y bovino, beneficiando de esta forma la industria de carne en la región (Peri, 2016). En la actualidad, la ganadería es el principal uso del bosque de ñire, más extendido a lo largo de la región y más importante en términos de superficie utilizada y personas involucradas que cualquier otro uso (fig. 11.19).



Figura 11.19. Ganadería extensiva en diferentes tipos forestales. (Fotos: M. Amoroso, I. Mundo, G. Martinez Pastur, P. Peri).

11.3 Beneficios y compensaciones de la silvicultura tradicional o histórica respecto de los ecosistemas de referencia

La silvicultura tradicional o histórica aplicada en los bosques nativos de Patagonia ha buscado como beneficio principal la obtención de madera aserrable y leña (servicios ecosistémicos de provisión) en el corto plazo, pero generando simultáneamente condiciones apropiadas para favorecer la instalación y el crecimiento de la regeneración natural, que con el tiempo da lugar a la recuperación del dosel forestal. Mientras que en algunas zonas de la región las tasas de extracción no siguieron criterios de sustentabilidad, en otras dominó la silvicultura basada en las tasas de crecimiento del bosque y el ordenamiento del bosque para la obtención de volúmenes sostenidos en el tiempo (Rusch *et al.,* 2000). Los sistemas silvícolas tradicionalmente aplicados en Patagonia comprenden las cortas de protección y las talas rasas a escala comercial en bosques de lenga en el extremo sur de la región (Schmidt y Urzúa, 1982; Martínez Pastur *et al.,* 2000) y numerosos ensayos, siendo el aclareo sucesivo en dos tiempos el más favorable para la regeneración en zonas húmedas en el sector norte (Mutarelli y Orfila, 1971; 1973). La selección de árboles individuales fue también utilizada en diferentes tipos forestales de la Patagonia norte, como raulí, roble pellín, ñire y ciprés (Loguercio *et al.,* 2016). Cabe mencionar que la tala rasa no es actualmente sugerida por el desfavorable impacto visual que genera y el riesgo potencial de falla en la regeneración, sobre todo en zonas donde los propágulos no son tan abundantes y las condiciones microclimáticas son más extremas (menores precipitaciones y humedad, y mayores temperaturas). Por otra parte, no hay documentación que demuestre la aplicación de silvicultura para el mantenimiento o la obtención de otros beneficios directos o indirectos de estos bosques nativos (además de la madera de aserrado y leña), aun cuando son numerosos los servicios ecosistémicos que proveen y los usos no madereros que permiten (ver apartados correspondientes de los distintos tipos forestales).

El beneficio específico obtenido por la aplicación de silvicultura tradicional, en términos de rendimiento y volúmenes, dependerá de la intensidad de corte de las mismas y de la estructura original del bosque, en cuanto a su composición, calidad de sitio, densidad, estructuras diamétricas, sanidad y forma de los árboles que lo componen. Pero también estará fuertemente asociado al tipo de industria primaria que procese la materia prima (trozas o fustes) extraída del bosque, así como del tipo de producto que pretenda obtener (tablones, tablas, tirantes, madera corta, postes, varas, varillas, leña, etc.). Sin embargo, son numerosos los compromisos respecto del ecosistema de referencia que conlleva la aplicación de algunas de las técnicas silviculturales tradicionales actualmente más recomendadas, tanto sobre la estructura forestal, el microclima y los ciclos naturales, como sobre la biodiversidad y los servicios ecosistémicos que los mismos proveen.

En un ensayo realizado a lo largo de un gradiente de calidades de sitio, Martínez Pastur *et al.* (2009) analizaron el rendimiento del bosque considerando la implementación de diferentes prácticas (floreo, cortas de protección, retención variable y talas rasas), donde quedó en evidencia que la ganancia por extraer los mejores árboles en una primer corta no modifica significativamente la tasa de extracción en lo sucesivo: Por ejemplo, no todos los árboles seleccionados por el motosierrista proveen de trozas maderables y no todos los árboles indicados como no maderables dejan de aportar volumenes aserrables. Esto es un falso paradigma que debe tenerse en cuenta a la hora de trabajar en los bosques naturales.

Las actividades ganaderas en los bosques patagónicos merecen una mención especial respecto de los beneficios y compromisos que las mismas representan. Si bien el uso ganadero no es una práctica silvícola en sí misma, la misma representa el uso más importante de bosque en toda la región y ha sido tradicionalmente implementada desde la colonización de la misma, ya que el ganado obtiene del bosque forraje con buena calidad nutritiva y protección contra el viento, la nieve, la insolación excesiva y otras inclemencias climáticas. Las plantas del sotobosque son las primeras en brotar al comienzo de la temporada de crecimiento, brindando el primer alimento disponible, seguido por los bosques abiertos y finalmente los pastizales. Asimismo, la apertura de claros en el dosel forestal, o la realización de raleos de distinta intensidad para lograr una mayor oferta forrajera, era una práctica común en toda la región, que se mantiene en algunas zonas en particular en el norte de la Patagonia (por ejemplo en bosques mixtos de ciprés y coihue). Usualmente, el material extraído se utiliza como leña, postes, varas y varillas o trozas aserrables, según la composición y calidad de la masa intervenida. Otra forma de generar superficies aptas para el pastoreo, desde fines del siglo XIX hasta el primer tercio del siglo XX en Patagonia norte, fue el incendio intencional de los bosques (Biedma, 1987), actividad que, si bien se detuvo con la formación de los parques nacionales, se mantuvo por el ingreso de incendios desde Chile que se generaban con el mismo objetivo a mediados del siglo pasado (Tortorelli, 1947). En Tierra del Fuego se realizaron "capados" con la misma finalidad, pero en grandes superficies, los cuales consistieron en el corte o desmonte del bosque (de lenga o ñire), la acumulación del material leñoso en escolleras, y su posterior quemado.

A continuación, se describen los impactos de la silvicultura sobre la estructura forestal, los ciclos naturales, la biodiversidad y los servicios ecosistémicos que estos sostienen.

11.3.1 Estructura forestal, regeneración, microclima y ciclos naturales

La implementación de un determinado sistema silvícola conlleva indefectiblemente la alteración de la estructura forestal actual del bosque, de su dinámica (incluyendo su proceso de regeneración), del microclima y de los ciclos naturales que en ellos se producen, dependiendo de la intensidad de las cortas y de la periodicidad de las intervenciones.

La corta de protección es un sistema silvícola que, a nivel de rodal, tiende a homogeneizar la estructura forestal tanto de los árboles padres remanentes como del bosque secundario futuro. Esto ha sido demostrado no solo para los bosques de lenga de Patagonia sur (Martínez Pastur *et al*., 2000; 2002c), sino también para otros bosques templados de Sudamérica (Caldentey *et al*., 1998; Otero *et al*., 1998). La homogeneización del sistema original que provoca la corta de protección es significativa, sobre todo cuando los mismos son bosques con gran cantidad de árboles sobremaduros, de estructura irregular y bajo dinámica natural por más de 500 años, con claros de variado tamaño, abundante material leñoso en descomposición en el suelo forestal o en pie, y abundante disponibilidad de micrositios necesarios para la biodiversidad acompañante. La disposición espacial de los árboles padres, que tiende a la distribución espacial horizontal regular y homogénea, genera un uso

más homogéneo de los recursos y factores que los árboles necesitan, y de los que quedan disponibles para el uso por otros organismos.



Figura 11.20. Regeneración en bosque mixto de *Nothofagus* después de la aplicación de corta de protección o aclareos sucesivos. (Foto: Marcelo Peñalba).

El desarrollo de la regeneración en bosques aprovechados por corta de protección también suele ser uniforme y regularmente distribuido, generando masas secundarias muy homogéneas y coetáneas (fig 11.20) contrariamente a lo observado en bosques primarios bajo dinámica natural, en los cuales la regeneración desarrolla en forma agrupada de acuerdo a los claros. Esto genera una potencial simplificación en el manejo forestal del bosque futuro, tanto en la aplicación de tratamientos intermedios, como raleos, como en el aprovechamiento final de los productos aserrables, una vez que se alcancen las dimensiones aprovechables al cabo de un turno forestal. Sin embargo, el cambio relativamente rápido de la estructura forestal regular o irregular del bosque primario, a un bosque coetáneo en fase de crecimiento óptimo (bosque secundario), modifica fuertemente las variables microambientales y los ciclos biogeoquímicos en el bosque, y también genera una homogeneización que repercute fuertemente en todos los organismos que lo habitan. Si además, este tratamiento se aplica en forma exclusiva en grandes masas continuas, puede conducir a la homogenización de grandes superficies, pudiendo tener un impacto no solo a nivel de rodal, sino también a escalas de paisaje y hasta regional (p. ej., hay algunas especies que requieren de espacios abiertos para capturar sus presas como algunos aguiluchos, o que requieren de árboles de determinadas dimensiones para realizar sus nidos como los pájaros carpinteros, o que requieren de grandes territorios de caza como el zorro colorado).

Independientemente del tipo de silvicultura aplicada, la disponibilidad de micrositios también puede verse afectada en el proceso de extracción de materias primas del bosque. Los impactos que produce la maquinaria forestal suelen incluir la remoción del suelo, la pérdida de los horizontes orgánicos superficiales y la compactación, afectando aproximadamente un 15% de las superficies aprovechadas (Martínez Pastur *et al*., 2014). El uso de otras técnicas de extracción, como bueyes, también genera impactos en el suelo por compactación y remoción de los horizontes superficiales, así como por el aporte de materia orgánica, y nutrientes, a través de las heces, pero produciendo muchos menos impactos en la estructura remanente. El uso de la maquinaria forestal usualmente daña los sistemas radiculares y las bases de los árboles remanentes, mientras que el trabajo con bueyes usualmente evitaba estos daños para no generar impactos sobre los animales (fig 11.21). Estos daños debilitan la masa remanente, y la vuelve más susceptible a los volteos por viento (Martínez Pastur *et al*., 2000), pudiendo llegar a disminuir el área basal remanente de 30-40 m^2/ha a 10-15 m^2/ha en bosques de lenga en los primeros cinco años luego del aprovechamiento (Martínez Pastur *et al*., 2017).



Figura 11.21. Aprovechamiento forestal con bueyes en bosque de ciprés de la cordillera. (Foto: M. Florencia Urretavizcaya, Gabriel Loguercio).

Cabe mencionar que la aplicación de algunas prácticas y sistemas silvícolas (como raleos o cortas preparatorias) en estructuras forestales sobreocupadas, degradadas o envejecidas, permiten redistribuir los recursos disponibles entre los árboles remanentes, lo cual repercute en un mayor crecimiento de los mismos, y en una recuperación del valor forestal de las masas boscosas. Por ejemplo, en bosques jóvenes sobreocupados de lenga, la aplicación de raleos permite aumentar el crecimiento diamétrico entre 116% a 153% (de 0,23-0,45 cm/año hasta 1,00 cm/año), durante los años que dura el efecto del raleo (Martínez Pastur *et al*., 2001). Sin embargo, y sobre todo en bosques multiespecíficos, el favorecimiento del crecimiento de especies heliófilas (p. ej. coihue) puede comprometer la regeneración de las umbrófilas (p. ej. raulí) (Attis Beltrán *et al*., 2018).

Respecto de la elección de los árboles remanentes en determinados sistemas silvícolas, esta usualmente se basa en su ubicación espacial y en sus características dasométricas y sanitarias actuales, sin considerar la calidad

genética de dichos individuos. Por ejemplo, en una corta de protección, se prioriza la necesidad de mantener aquellos cuya copa esté ampliamente desarrollada (para producir abundantes semillas y generar protección) y que presenten una adecuada relación diámetro/altura que asegure cierta capacidad de sobrevivir a los embates del viento en una masa boscosa con menor cantidad de individuos. Sin embargo, los árboles remanentes generan una competencia con la regeneración instalada por luz, agua y nutrientes, llegando en muchos casos a impedir el crecimiento de la misma, p. ej., coberturas por encima del 60% (Martinez Pastur *et al*., 2011b).

Esta selección que no considera sus cualidades genéticas podría empobrecer la base genética del bosque secundario, lo cual puede ser más riesgoso para especies con base genética estrecha (p. ej., *N. nítida* - coihue de Chiloé) que para aquellas de base genética amplia (p. ej., ñire) (Premoli *et al*., 2012). Sin embargo, estudios en bosques mixtos de *Nothofagus* demuestran que las prácticas de mediana intensidad (aclareos sucesivos) no producirían cambios genéticos en la población (Sola *et al*., 2014).

Es importante destacar que aunque la regeneración de algunas especies de esta región forestal responde bien a muchas prácticas silvícolas diferentes, con bajas o altas intensidades de corta (como ocurre con la lenga en Tierra del Fuego), existen algunas prácticas silvícolas que aplicadas a algunas especies y en algunas zonas de la región pueden no ser ideales para lograr la regeneración del bosque (p. ej. talas selectivas que generan poca apertura del dosel en el caso de coihue) (Veblen *et al*., 1996). En muchos casos, se ha documentado que el éxito en la regeneración de los bosques intervenidos está asociado a los pulsos de alta producción de semillas (Martínez Pastur *et al*., 2008; Chauchard *et al*., 2009; Soler *et al*., 2010, 2017; Torres *et al*., 2015; Toro *et al*., 2016), los cuales son característicos de las especies del género *Nothofagus* (Kelly, 1994; Kelly y Sork, 2002; Allen *et al*., 2012). Asimismo, la factibilidad de regenerar un bosque aprovechado, independientemente del sistema silvícola aplicado, se reduce fuertemente cuando dichas áreas se ven afectadas por una sumatoria de disturbios sucesivos o simultáneos, tales como incendios y/o uso ganadero después de un aprovechamiento forestal (Gea-Izquierdo *et al*., 2004).

Por otra parte, en la primera mitad del siglo XX se realizaron extracciones de productos mediante cortas selectivas o floreos a lo largo de toda la región, para el aprovechamiento de especies valiosas o individuos de gran diámetro si se buscaba madera (raulí, roble pellín y alerce en Patagonia norte, y de lenga en Tierra del Fuego) (Gea-Izquierdo *et al*., 2004), o para a la obtención de leña (principalmente de ñire y maitén, pero también de lenga u otras especies) en la cercanía a asentamientos humanos. En muchos casos, donde se aplicaron cortas de selección los bosques, se han regenerado exitosamente la cobertura forestal y donde se mantuvo, se recuperó en donde muchos de estos volvieron a ser intervenidos. Sin embargo, con esta práctica no siempre se logran las condiciones para el desarrollo satisfactorio del futuro bosque, salvo que se haya logrado la transformación completa del bosque primario en bosques secundarios. En el caso de que la corta fuera muy suave y los claros producidos por el aprovechamiento demasiado pequeños, no se logran condiciones favorables para el establecimiento de regeneración natural en los mismos (López Bernal *et al*., 2010) recuperando la masa un grado de cobertura completo al cabo de algunos años. Los individuos de entre 15 y 30 cm de diámetro que tienen el potencial de producir trozas aserrables en una próxima corta, continúan creciendo en las mismas condiciones de competencia en las que se encontraban antes del floreo. Además, en Tierra del Fuego, si los floreos se realizan en zonas de vientos muy fuertes donde las estructuras suelen ser coetáneas, podrían ser afectados después de la corta (Bava y López Bernal, 2008).

En bosques considerados "leñeros", los criterios de extracción variaron desde la entresaca de algunos individuos que, con el tiempo, en algunos sectores de alta accesibilidad derivó en la extracción de la totalidad de los mismos (Benroth, com. pers.) mediante talas rasas. Muchas de estas prácticas no estuvieron orientadas a regenerar simultáneamente el bosque como tal por lo que no pueden ser consideradas sistemas silvícolas en sí mismos; sin embargo, en Tierra del Fuego se emplearon las talas rasas como métodos de regeneración en grandes superficies de bosques (p. ej., cuartel forestal de Aguas Blancas). El resultado en la estructura era la reducción del área basal y de los diámetros, y el empeoramiento del estado sanitario, dejando casi siempre una masa empobrecida, dominadas por árboles enfermos o de baja calidad, que dependiendo de la intensidad de los cortes fueron incapaces de regenerar un bosque secundario en más de 30 años desde realizados los cortes (Gea-Izquierdo *et al*., 2004). En algunos casos, sobre todo cuando se superpusieron impactos que se mantuvieron en el tiempo (p. ej., uso ganadero, implantación de pasturas e implementación de incendios), derivó en la transformación completa de esos bosques a pastizales.

Respecto de los incendios provocados para aumentar la superficie apta para el forrajeo, han generado en ocasiones el reemplazo de un tipo forestal por otro, dependiendo de la capacidad de recuperación de las especies en interacción con el ambiente del sitio quemado y la herbivoría. En bosques de coihue, por ejemplo, en paisajes donde existían poblaciones de ciprés que lograron sobrevivir a los incendios en roquedales, hubo un reemplazo por bosques de ciprés monoespecíficos. Mientras que en otros casos, los bosques de coihue quemados fueron reemplazados por bosques mixtos bajos dominados por ñire, *Lomatia hirsuta* (radal), *Schinus patagonicus* (laura) y *Maytenus boaria* (maitén) (Rusch *et al*., 2016). Por otra parte, los bosques de lenga incendiados en Patagonia norte han derivado en 7 diferentes fisonomías de pendiendo de la supervivencia de remanentes, la precipitación, la altitud y la exposición de la ladera fundamentalmente (Rusch, 1989b). Por ejemplo, cuando sobreviven individuos y las condiciones son de mayor humedad, se forman bosques coetáneos (i), en condiciones intermedias de humedad se forman parques que dan origen a bosques disetáneos (ii), y en condiciones más xéricas se forman pequeños bosquecillos bajo la copa del sobreviviente (iii); mientras que cuando son escasos o nulos los sobrevivientes, en áreas húmedas se forman matorrales de *Chusquea culeou* (caña coligüe) (iv) y en áreas secas, matorrales mixtos a baja altitud y estepas a altitudes mayores (v); y si se produce una gran presión por herbivoría, pueden derivar en pastizales (vi) o parques con pastizales (vii).

Considerando el microclima en el interior del bosque, su modificación es abrupta en el momento en que se realiza una intervención, y proporcional al grado de apertura que se genere en el dosel forestal. Los principales cambios generados son: el aumento en la radiación incidente, y por tanto en la temperatura, del aire y del suelo; el aumento en la precipitación efectiva que llega al piso del bosque y la disminución en la intercepción de la misma (por disminución del área basal y de la densidad); y el aumento del viento y de la desecación asociada (menor humedad relativa). En un bosque aprovechado por corta de protección, por ejemplo,

el sombreamiento es menor pero más uniforme que en un bosque primario, disminuyendo la disponibilidad de micrositios y acelerando la descomposición de la hojarasca (Caldentey *et al*., 2001). También se ha demostrado que la amplitud térmica es mayor (con máximas más altas y mínimas más bajas) en bosques aprovechados (p. ej., por retención dispersa, Martínez Pastur *et al*., 2011), siendo dichos cambios significativos en aquellas regiones donde la amplitud térmica es muy pequeña como en Tierra del Fuego, donde llega a fluctuar hasta un máximo de 9 ºC en invierno, y de 14 ºC en verano (Martínez Pastur *et al*., 2011b). Sin embargo, estos cambios se van atenuando a medida que el bosque secundario se desarrolla, alcanza mayor altura y las copas limitan la llegada de radiación al piso del bosque, arribando a valores comparables al de un bosque primario antes de la intervención en un plazo de tiempo relativamente corto (p. ej., la regeneración de lenga demora entre 5 y 20 años en alcanzar 1,30 m de altura, dependiendo de los impactos que los afecten en ese período, como desecación o ramoneo). Estos cambios son necesarios para brindarle a la regeneración los recursos necesarios para crecer. También favorecen a muchas especies que aumentan su densidad, biomasa o abundancia. Asimismo, estos impactos generan también cambios en las condiciones del bosque que son desfavorables para muchas especies adaptadas a condiciones de bosques cerrados, por ejemplo, en Tierra del Fuego dentro de los bosques el suelo no llega a congelarse a 30 cm de profundidad durante junio-julio, mientras que se congela en bosques aprovechados o espacios abiertos, afectando a aquellas especies que se protegen en el suelo durante la época invernal.

11.3.2 Biodiversidad

Evitar la pérdida de diversidad biológica y de la funcionalidad de los bosques es uno de los principales objetivos a nivel de paisaje que debe considerar el manejo forestal. En general, las actividades antropogénicas en los ecosistemas naturales modifican su composición y dinámica natural, a través de la fragmentación o la homogeneización, que conducen a la pérdida de determinados hábitats propios de los sistemas originales (p. ej., Lanfranco, 1977; Holmes, 1990; Lindenmayer, 1995; Schlatter, 1995; Burel *et al*., 1998; Michaels y McQuillan, 1995; Christensen y Emborg, 1996; Wigley y Roberts, 1997; Liu *et al*., 1998). La fragmentación puede traer aparejados problemas de dinámica poblacional para distintos tipos de organismos que habitan los bosques (Trine, 1998) y que pueden llegar a provocar la extinción local de las especies (Fahrig, 1997). Asimismo, la pérdida de diversidad implica el deterioro de los recursos más básicos y de los procesos dinámicos relacionados. Y a medida que la interrupción en la dinámica de los procesos es más severa, los ecosistemas enteros pueden llegar a colapsar y derivar en nuevos ecosistemas distintos de los originales. En situaciones extremas, el efecto del manejo sobre los componentes del ecosistema puede hacer incompatibles el sustento de la fauna y la obtención de una renta forestal máxima (Mark *et al*., 1991; Thompson *et al*., 1992; Lindenmayer, 1995; Dodds Hernández, 1997).

Los impactos más directos de la silvicultura tradicional sobre la biodiversidad se generan a partir de las modificaciones en su estructura forestal horizontal y vertical, en el microclima y en los ciclos biogeoquímicos asociados. Incluyen fundamentalmente la pérdida de especies sensibles o especializadas, y la introducción de otras mejor adaptadas a las nuevas condiciones ambientales, tanto exóticas como propias de otros ambientes asociados a los bosques

productivos primarios. Esto ha sido observado para los bosques de lenga de Patagonia sur aprovechados por cortas de protección, en estudios a lo largo de todo su ciclo de manejo (p. ej. Defferari *et al*., 2001; Spagarino *et al*., 2001; Martínez Pastur *et al*., 2002).

En concreto, se observó que las plantas del sotobosque incrementan fuertemente su riqueza, cobertura y biomasa en los primeros años luego del aprovechamiento por cortas de protección, en asociación al grado de apertura del dosel y a la mayor incidencia de la radiación en el estrato inferior del bosque, la cual disminuye fuertemente cuando el dosel se cierra nuevamente a causa del crecimiento de la regeneración, y va recuperando valores similares a los existentes en bosques primarios antes de la cosecha a medida que se generan autoraleos que disminuyen la densidad de los árboles, y crecen los diámetros de los renovales (Martínez Pastur *et al*., 2002). También se observó que esta dinámica conlleva a la incorporación de especies de plantas exóticas al sistema, así como de plantas propias de otros ambientes boscosos y no boscosos, que incrementan la riqueza y la presión sobre los recursos disponibles, pudiendo llegar a competir con las nativas propias de estos bosques (Martínez Pastur *et al*., 2002). En este caso, las cortas actúan como un facilitador para el ingreso de estas especies, disminuyendo la resiliencia del bosque a la invasión. El ingreso de vegetación ruderal también se produce en zonas de acopio o caminos, y en ocasiones se incrementa con el uso de bueyes para las tareas de extracción. Cabe mencionar que en Patagonia norte se ha determinado que los cambios en la estructura de la vegetación a causa del manejo forestal son menores que los ocasionados por otros disturbios, como el pastoreo y los incendios (Rusch, 1989b; Rusch *et al*., 2016).

Las aves, similarmente a lo que ocurren con las plantas del sotobosque, incrementan fuertemente su abundancia y riqueza luego de los aprovechamientos por corta de protección en bosques de lenga de Tierra del Fuego (Deferrari *et al*., 2001). Esto se debe a la mayor oferta alimenticia de un sotobosque más exuberante con variedad de refugios y nichos generados por los restos de copas, la presencia de árboles más aislados de la masa, ocasionales apariciones de huecos por roturas de ramas, mayor incidencia de la radiación solar en las copas, etc. Con el cerramiento del dosel por crecimiento de la regeneración, la riqueza, la abundancia y la densidad de aves disminuyen, mientras que estas variables se recuperan a valores similares a los existentes antes de la intervención a medida que la estructura forestal alcanza un mayor desarrollo (fig. 11.22). Tal como fue mencionado en el caso de las plantas, la apertura del bosque afecta negativamente a las aves típicas y especialistas de estos ambientes, como se ha observado para *Pterotocus tarnii* (huet huet), *Pygarichas albogularis* (picolezna), *Phrygilus patagonicus* (comesebo), *Colaptes pitius* (pitío) y *Aphrastura spinicauda* (rayadito) en ñirantales de Patagonia norte (Lantschner y Rusch, 2007); y para *Theristicus caudatus* (bandurria), *Pygarrhichas albogularis* (picolezna) y *Polyborus plancus* (carancho) en bosques de lenga de Tierra del Fuego (Deferrari *et al*., 2001; Lencinas *et al*., 2009b). El ingreso de aves exóticas a los bosques intervenidos está condicionado por la presencia de las mismas en cada zona de la región patagónica (p. ej., *Passer domesticus*, comúnmente llamado gorrión ha sido observado en cascos de estancias en Tierra del Fuego), pero al igual que en el caso de las plantas, existe una introducción de las especies más comunes en otros ambientes y usualmente generalistas, que aprovechan el cambio en las condiciones microclimáticas y en los recursos disponibles. Esto fue observado tanto en bosques de lenga

aprovechados en Patagonia sur donde ingresa, por ejemplo, *Zonotrichia capensis* (chingolo) desde pastizales o ñirantales (Lencinas *et al*., 2009b). También fue observado en bosques de ñire de Patagonia norte (Lantschner y Rusch, 2007), en los cuales si se elimina completamente la cobertura arbórea transformando el bosque en pastizal, la comunidad de aves también se transforma pasando a predominar especies propias de ecosistemas abiertos, como *Vanellus chilensis* (tero), *Milvago chimango* (chimango), *Xolmis pyrope* (diucón) o *Asthenes pyrrholeuca* (canastero coludo); mientras que en situaciones intermedias, se comparten especies de los dos tipos de ambientes, predominando las más generalistas, por ejemplo, *Elaenia albiceps* (fio-fio), *Aphrastura spinicauda* (rayadito), *Troglodites aedon* (ratona), *Turdus falcklandii* (zorzal) y *Xolmis pyrope* (diucón). Asimismo, la aplicación de prácticas silvícolas que eliminan parte del sotobosque, principalmente el arbustivo y las cañas, amenaza particularmente a aquellas especies que requieren del mismo para su alimentación o nidificación, por ejemplo, *Sclerorchus rubecula* (chucao), *Scytalopus magellanicus* (churrín andino) o *Eugralla paradoxa* (churrín grande), que en algunas áreas son al menos un tercio de la densidad natural (Reid *et al*., 2004; Di Giacomo, 2005; Lantschner *et al*., 2008).

Por otra parte, se ha observado que en bosques de *Nothofagus* mixtos con manejo histórico diverso y sucesivos (antiguos floreos y recientes aclareos en dos tiempos), ciertas especies tuvieron presencia constante, como *Aphrastura spinicauda* (rayadito), *Elaenia albiceps* (fio-fio), *Phrygilus patagonicus* (comesebo) y *Sclerorchus rubecula* (chucao). Sin embargo, aprovechamientos más intensos reducen la diversidad y la presencia de aves de alto valor de conservación como *Campephilus magellanicus* (carpintero gigante), aunque inicialmente se consideraba que el hábitat sería adecuado bajo este tipo de manejo (Rusch *et al*., 2005). Otras especies de aves son muy sensibles a la presencia humana, como *Sylviorthorhynchus desmursii* (colilarga), que solo se encuentra en bosques de roble no intervenidos o que han sido cosechados hace mucho tiempo (Iglesias, Sarasola y Rusch, no publicado). Cabe mencionar que algunas de estas especies (p. ej. fio-fio o ratona) presentan un alto grado de fidelidad con los sitios donde anidan y crían en los Bosques Andino-Patagónicos (Martínez Pastur *et al*., 2015), lo cual ha sido demostrado en estudios con anillamiento y re-captura de individuos (Pizarro *et al*., 2008). Esto también explicaría la presencia de algunas de estas especies en bosques con intervención silvícola, a pesar de preferir bosques cerrados y maduros sin aprovechamiento.

Los insectos, en cambio, han demostrado ser mucho más sensibles que otros grupos al aprovechamiento forestal en bosques templados del mundo (Bashford *et al*., 2001; Baker *et al*., 2004; 2009; Grove, 2010), tal como ha sido también demostrado para bosques de lenga aprovechados por corta de protección en Tierra del Fuego (Lanfranco *et al*., 1977; Spagarino *et al*., 2001). La pérdida de microambientes y el cambio en las condiciones microclimáticas dentro del bosque son las principales causas de extinción local de especies, las cuales pueden llegar a una tasa de una especie perdida cada 11 años a lo largo de un ciclo de manejo de 200 años. La fauna del suelo, especialmente aquella cuyo nicho se encuentra en los horizontes más superficiales, es significativamente más sensible que otros organismos a aquellas prácticas silvícolas que impactan directamente sobre las primeras capas del suelo, así como también son afectadas por las plantaciones, los incendios y la aplicación de agroquímicos (Melguizo-Ruiz *et al*., 2016).

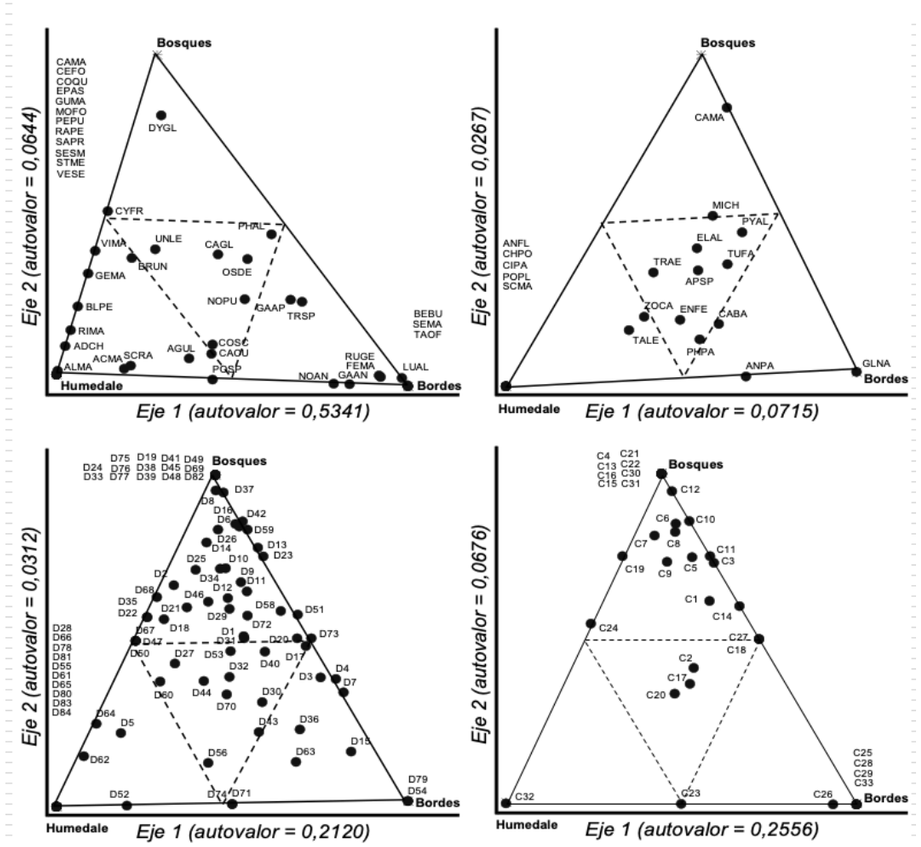


Figura 11.22. Relación entre las especies de plantas vasculares, aves, dípteros y coleópteros con los bosques productivos (bosques) de lenga de Tierra del Fuego y sus ambientes boscosos asociados (bordes y humedales), obtenidas a través de análisis de correspondencia sin tendencia (DCA). Los códigos corresponden a las dos primeras letras del género concatenadas con las dos primeras letras de las especies en el caso de plantas y aves, y al código de morfoespecie en el caso de dípteros y coleópteros (adaptado de Lencinas, 2005).

Otros ejemplos de impactos que han sido observados sobre la biodiversidad por la implementación de aprovechamiento forestal son: (i) atracción de herbívoros nativos (p. ej., *Lama guanicoe* o guanaco) y domésticos (bovinos y ovinos, principalmente) por una mayor oferta de forraje, generando una mayor abundancia de los mismos en bosques aprovechados respeto de bosques no intervenidos, especialmente en los primeros años luego de producida la intervención (Martínez Pastur *et al*., 1999, 2016b; Pulido *et al*., 2000; Soler Esteban *et al*., 2013); (ii) mortandad de roedores (*Akodon longipilis*) debido al empleo de maquinaria dentro del bosque y al arrastre de troncos (Escobar *et al*. ,2015), tal como fue observado en bosques

patagónicos de Chile, probablemente asociada a un pico poblacional de esta especie a consecuencia de un año de elevada producción de semillas; (iii) reducción de la actividad de las aves a causa del sonido de las motosierras; (iv) comportamiento evasivo de la especie amenazada *Hippocamelus bisulcus* (huemul), que abandona los bosques de lenga durante los trabajos de aprovechamiento forestal (Saucedo, 2006; Saucedo y Gil, 2004), pero que retorna después de finalizada la intervención.



Figura 11.23. Evidencias de uso del bosque de ñire por pájaros carpinteros (*Campephilus magellanicus*) que realizan huecos en los árboles añejos para capturar los gusanos de los que se alimentan. habitat carpintero (Foto: M. V. Lencinas).

Los impactos sobre la biodiversidad del uso ganadero de los bosques, incluyen la generación de una mayor oferta de herbáceas y arbustos principalmente a causa de la apertura del bosque y la disminución del sombreamiento, la cual muchas veces es también estimulada por el enriquecimiento artificial con especies forrajeras, principalmente gramíneas (diferentes especies de *Festuca* sp., *Agropyron* sp., *Poa* sp.) y leguminosas (*Trifolium* sp.). Con el tiempo puede producirse un cambio en la composición de las comunidades de plantas, reduciéndose la riqueza, cobertura y biomasa de las palatables, nativas o introducidas (por ejemplo, *Chusquea culeou*), e incrementándose las de las no palatables (p. ej. *Berberis* sp.).

En algunos casos, incluso cuando el pastoreo es moderado, la presión sobre la regeneración natural puede ser tan elevada que ésta se anula, llegando a transformar el bosque en pastizales graminosos o arbustivos (Vila *et al*., 2011; Rusch *et al*., 2017). Estos cambios han sido documentados para ñirantales y matorrales mixtos, bosques mixtos de ciprés y coihue, y lengales de Neuquén, Río Negro y Chubut (Rusch, 1989b; Hansen *et al.,* 2004; Quinteros *et al*., 2008; Rusch *et al*., 2017). Por otro lado, la fauna del suelo y la vegetación se ven afectadas por la compactación y pisoteo que genera el ganado, así como por los senderos y revolcaderos que pueden derivar en erosión y pérdida del suelo. Por otra parte, el aporte de estiércol favorece la dispersión de semillas, en algunos casos de especie plaga como *Rosa eglanteria* (rosa mosqueta), y el enriquecimiento puntual en algunos nutrientes, incrementando además la diversidad de insectos vinculados a la descomposición de las heces (por ejemplo, moscas y escarabajos peloteros) y de los hongos que en ellos desarrollan. Otros efectos secundarios del uso ganadero, asociado al tipo de manejo, es la depredación de los perros que acompañan a los recorredores sobre la fauna nativa. Los casos más críticos, se asocian al huemul (Roveta *et al*., 2004; Silva *et al*., 2011; Muñoz y Muñoz Santibañez, 2016).

Es importante mencionar que la mayor parte de los bosques en la región patagónica son de composición arbórea monoespecífica, debido a que: (i) la región es una isla biogeográfica donde si bien se han podido desarrollar numerosos endemismos estrictos, la diversidad de especies es muy baja; y (ii) gran parte de la región incluye bosques cuyas especies se hallan en el límite de su distribución biogeográfica, por lo que son dominados por las especies pioneras de los bosques multiespecíficos, más tolerantes a condiciones ambientales extremas. Es por ello que las especies presentan rasgos funcionales diversos, que no siempre convergen hacia estrategias tempranas vs. tardías desde el punto de vista sucesional. Tanto la dinámica de estos bosques como las estructuras resultantes son determinadas por estos rasgos funcionales, las habilidades relativas de ocupación del espacio, y la competencia, en conjunto con factores limitantes hídricos o edáficos.

La aplicación de floreos para obtención de madera produjo en muchos casos un aumento en la ocupación del espacio dentro del bosque por *Chusquea culeou* (caña coligüe), sobre todo en los bosques mixtos de Patagonia norte. En aquellos bosques considerados leñeros, en especial de ñire y maitén, la extracción total de los individuos sumado al efecto de los herbívoros, dio lugar en ciertos casos a la transformación en estepas, dominadas por *Acaena splendens* (cadillo) en el caso de Patagonia norte (Rusch *et al*., 2017). Respecto de las aves, el floreo o la entresaca de los individuos de mayor diámetro, sanos o enfermos, reduce la disponibilidad de nichos para la nidificación de aves que requieren grandes cavidades, por ejemplo, *Campephilus magellanicus* (carpintero gigante), *Strix* sp. (diferentes lechuzas) o *Glacidium nanum* (caburé grande) y para la alimentación de aves insectívoras, principalmente aquellas que se alimentan de larvas de la madera o de insectos de la corteza, por ejemplo, *Pygarrhichas albogularis* (picolezna) y *Colaptes pitius* (pitío) (Lantschner y Rusch, 2007) (fig. 11.23).

Finalmente, cabe mencionar que una de las amenazas más importante para ciertos animales como el *Pudu puda* (pudú) o el *Hippocamelus bisulcus* (huemul), son la depredación por perros y la cacería furtiva (Black-Decima *et al*., 2016), que no son actividades directamente vinculadas a la silvicultura. Si bien la caza está prohibida por la legislación vigente, puede ser facilitada por el manejo forestal y por una mayor presencia humana en general, y la generación de acceso a bosques remotos otrora inaccesibles.

11.3.3 Provisión de servicios ecosistémicos

Si bien son numerosos los servicios ecosistémicos (SE) que los bosques proveen, en la región de los Bosques Andino-Patagónicos se reconocen algunos como preponderantes. Como ya se ha mencionado en los apartados de cada tipo forestal, entre los SE de provisión predominan la madera, la leña, y los productos forestales no madereros incluyendo el forraje y el agua para bebida, la caña coligüe como material de construcción, los hongos y frutos comestibles, las frondas de helechos como follaje de corte, los líquenes como ornamentales, y las plantas medicinales. Entre los SE de regulación y mantenimiento, se subrayan la regulación de los flujos de carbono y de agua, la generación de hábitat para la biodiver sidad y la conservación de pools genéticos y de los suelos. Entre los SE culturales, se resaltan los espacios aptos para el turismo y la recreación, los valores estético, religioso y cultural de los bosques y del paisaje en el que estos se i nsertan, y las oportunidades para incrementar el conocimiento, educar, crear y favorecer el crecimiento espiritual, la identidad y otros valores sociales.

Dado que la estructura forestal es una de las variables más importantes para definir la mayoría de los SE, los cambios que la misma puede sufrir a causa de la implementación de sistemas silvícolas, en términos de cobertura del dosel arbóreo, grado de ocupación (en densidad o área basal), estructuras diamétricas y alturas, pueden llegar a afectar fuertemente la oferta de SE de un bosque, ya sea i ncrementándolos o disminuyéndolos.

El beneficio de la silvicultura tradicional sobre los SE de provisión de madera, leña y forraje, fue desarrollado previamente en los apartados donde se discutió el efecto de la silvicultura sobre la estructura forestal y sobre la vegetación del sotobosque. Sin embargo, es importante mencionar que la maximización en la provisión de un determinado servicio de provisión, con las actuales prácticas silvícolas o de uso del bosque (p. ej. forraje para los animales o leña), entra muchas veces en conflicto con el mantenimiento de otros SE de provisión, como la obtención de madera aserrable sosteniblemente y de agua de calidad. Incluso, la provisión de madera, leña o forraje bajo silvicultura o uso ganadero tradicional entra en conflicto con SE de regulación y soporte, como la generación de hábitat para la biodiversidad y la conservación del suelo, y SE culturales, como la oferta de espacios apropiados para el turismo y la recreación, o valiosos por su estética (Martínez Pastur *et al*., 2016a).

Respecto de los SE de provisión obtenidos de productos no madereros, también son afectados por la silvicultura tradicional y por las prácticas orientadas a aumentar la producción de forrajes en bosques con uso ganadero. Las talas de distinta intensidad, los incendios y hasta el propio pastoreo favorecen a los arbustos (Rusch *et al*., 2017), entre ellos a los que producen frutos comestibles, p. ej. *Berberis microphylla* (calafate), *Berberis darwini* (michay), o *Ribes magellanicum* (parrilla); hongos comestibles, p. ej. *Morchella* spp. (morillas) y *Cyttari*a spp. (llao-llao); o helechos utilizados como follaje de corte (*Rumohra adiantiformis*). Otros ejemplos son: *Morchella* spp. que fructifica en pequeños claros del bosque sobre material vegetal en descomposición (De Michellis y Rajchenberg, 2006), o *Rumohra adiantiformis* que habita áreas húmedas bajo canopeo arbóreo o arbustivo (Van den Heede, com. pers.). Muchas de estas especies, debido a la pérdida de micrositios dentro del bosque a causa del uso de maquinaria forestal y de la homogenización de la estructura, así como los cambios en la tasa de degradación a causa de una mayor radiación y temperatura luego de los aprovechamientos, podrían disminuir la oferta de estos productos hasta que se recuperaran las estructuras forestales que son adecuadas para la producción de los mismos. Algo similar ocurre con las plantas medicinales, pero dado que son numerosas y tienen hábitats variados, su relación con la silvicultura también es variable. Especies como *Buddleja globosa* (pañil), *Ribes magellanicum* (parrilla), *Discaria chacaye* (chacay), *Alstromeria aurea* (amancay), son favorecidas por claros en el bosque; mientras que otras, como *Cerastium arvense* (capiqui) requiere de sitios sombríos; y otras en cambio, como *Phacelia secunda* (champa de oro), *Euphorbia collina* (pichoga) y *Acaena splendens* (cadillo) crecen preferentemente en áreas severamente disturbadas (Rusch, 1989a; Hansen *et al*., 2013; Rusch *et al*., 2017).

En cuanto a la calidad del agua de la cual depende su utilidad como agua potable, en algunas provincias como Tierra del Fuego, la legislación prohíbe la intervención silvícola a menos de 50 m de cursos y cuerpos de agua, por lo que la preservación de los márgenes de ríos y arroyos en estado prístino dentro de bosques aprovechados debería ser lo habitual. El mayor riesgo potencial es la contaminación directa por aceites y naftas utilizados en tareas de corte y extracción. Sin embargo, estudios sobre insectos dulce-acuícolas en bosques aprovechados y no aprovechados, utilizados como indicadores bióticos de la calidad del agua, denotan una modificación biofísica del sistema que impacta en la riqueza y composición de los grupos tróficos que lo componen (Albariño, 1999; Simanonok *et al*., 2011). En aquellos bosques con uso ganadero, el deterioro se expresa también por la desestabilización de las riberas por pisoteo, y la contaminación química y biológica de agua con heces (*Escherichia coli* o *Fasciola hepatica* entre otras).

La regulación de los flujos hídricos o la capacidad de atenuar picos de descarga, está determinada por la vegetación, el relieve y la frecuencia, intensidad y duración de las lluvias. Asimismo, la mayor superficie foliar incrementa la interceptación del agua de lluvia y la evaporación directa, las ramas de los árboles en ángulos agudos incrementan el flujo por el tronco y el ingreso al suelo a lo largo de la zona de las raíces principales, y tanto los horizontes orgánicos profundos como las estructuras caídas (ramas, troncos), facilitan el ingreso del agua al suelo. Esto reduce el escurrimiento superficial y los aportes torrenciales a los cursos de agua. Es por ello que las intervenciones silvícolas en áreas con elevada pendiente pueden disminuir este SE sino se promueve el mantenimiento de individuos arbóreos adultos (no solo por su estructura sino por el mantillo que generan), de material leñoso en distintos grados de descomposición que genere rugsidad en el suelo, y de la cobertura vegetal en los estratos inferiores.

Respecto al amortiguamiento de los flujos de agua, el consumo de agua es mayor en las especies arbóreas que en las herbáceas o arbustivas, siendo mayor en bosque nativo que en plantaciones (Gyenge *et al*., 2011), y en bosques con mayor grado de ocupación que en aquellos raleados o con bajo grado de ocupación. La transpiración varía en función del contenido de agua del suelo, que suele ser mayor cuando el bosque está más abierto, pudiendo equilibrar a lo largo de la temporada las funciones de recarga y de amortiguación de flujos.

Acerca de la regulación de los flujos de carbono, existen trabajos en Patagonia que evalúan el contenido de carbono en la biomasa aérea, subterránea y del suelo en bosques nativos, como los citados por Laclau (2003) en bosques de ciprés, o Peri *et al*., (2010, 2017) en bosques de ñire. Estos trabajos detallan que

en bosques bajo manejo en los que el crecimiento se maximiza, la capacidad de fijar carbono se vería incrementada respecto de bosque con altas áreas basales y coberturas pero sin manejo, o respecto de aquellos en los que la recuperación de la capacidad de crecimiento total se ve reducida por retrasos en la regeneración. En todos los casos, el carbono del suelo (incluyendo al mantillo), representa el mayor stock, y no varía sustancialmente a lo largo del ciclo de manejo del bosque.

Dado que el valor estético del paisaje está dado por la conjunción de los elementos naturales del ambiente, al que debe sumarse la condición del observador en lo que se refiere a su posición relativa con respecto al mismo, la valoración de cada componente (p. ej., del bosque), se hace desde un punto de vista social y en relación a parámetros subjetivos. Sin embargo, a escala de paisaje es sabido que son altamente valorados los contrastes de alturas, texturas, colores y formas, y la presencia de formas naturales (redondeados) y no rectas (Rosenkjaer y Rusch, 2008). A nivel de sitios, el ser humano selecciona positivamente abras en bosques con pastizales y buena visibilidad. La aplicación de silvicultura que implique una fuerte o total reducción del área basal en áreas con mayor riqueza y/o valor paisajístico, que degraden las geoformas o interrumpan las líneas y formas naturales, son una amenaza para este SE. También hay que considerar que no todos los paisajes poseen el mismo valor intrínseco (dada su unicidad, escasez o riqueza) o adquirido (el otorgado por la sociedad en función de su belleza). Rosenkjaer y Rusch, (2008) resaltan que los principales problemas de la silvicultura son las operaciones de cosecha y la construcción de caminos, en relación a la visibilidad de las zonas donde se aplica, la topografía, la afectación de cursos de agua, y los desechos generados, los cuales se pueden prevenir aplicando principios de diseño que integren los parches cosechados a las formas y líneas naturales del paisaje, minimizando las formas geométricas contrastantes.

En cuanto a los SE de recreación y turismo, son muy numerosos y variados (caminatas, cabalgatas, avistajes de flora y fauna, campamentismo, contemplación y meditación, etc.), ofrecidos por numerosas condiciones y estructuras en los bosques y en los paisajes que estos integran (abiertos, cerrados, viejos, jóvenes, arbustizados, empastados, etc.), por lo que en términos generales no existiría una incompatibilidad entre la silvicultura y los mismos, excepto en el momento mismo de corte y extracción de productos forestales por el riesgo que esto implica. De hecho, numerosos establecimientos productivos privados (estancias) aprovechan las mismas actividades productivas para ofrecer alternativas de agroturismo, incluyendo visitas a bosques aprovechados y aserraderos. Cabe mencionar, que algunas de estas actividades que buscan vivenciar valores inmateriales como los espirituales, prefieren bosques añosos y poco disturbados.

11.4 Propuesta para una nueva silvicultura e identificación de nuevos paradigmas de manejo forestal

Tal como se mencionó previamente, los bosques proporcionan una amplia gama de bienes y servicios económicos, sociales, ambientales y culturales. El manejo sostenible de estos ecosistemas y las prácticas silvícolas que de este se desprenden, deberían garantizar, como objetivo principal, la producción de bienes y servicios para amplios sectores de la sociedad (Smith *et al*., 1997). La utilización de los bosques y el manejo forestal tienen una larga historia, y las acciones y prácticas que de esto resultaron a lo largo del tiempo han reflejado el contexto económico, social y cultural de cada momento. En particular, en las últimas décadas el manejo forestal viene experimentando cambios importantes y sin precedentes. Esto tiene que ver con los desafíos de una transición dada por cambios en el manejo histórico con un único objetivo maderero, a cambios hacia un manejo con múltiples usos y, más recientemente hacia un manejo con objetivos múltiples (Puettmann *et al*., 2009; Ashton y Kelty, 2018). Esto último incluye no solo la provisión de productos forestales sino también productos forestales no madereros, así como el mantenimiento de la biodiversidad y la calidad del agua, sin perder de vista valores paisajísticos ni espirituales que pueden ofrecer los bosques.



Figura 11.24. Esquema del manejo adaptativo (basado en Holling, 1978, y Walters, 1986) y sus principales etapas: planificación (a través de un plan de manejo), acciones y operaciones, monitoreo y revisión del cumplimiento, evaluación, adaptación y ajuste de las políticas forestales. El ciclo vuelve a comenzar con cada nueva planificación.

El éxito en la implementación de un manejo sostenible es cambiar modelos de producción y desarrollar sistemas que además sostengan el funcionamiento y la dinámica de los ecosistemas forestales manteniendo la biodiversidad y la resiliencia ecológica para asegurar un amplio rango de servicio y valores a las sociedades (Kimmins, 2008).

Esto ha generado que muchos de los planteamientos de manejo tradicional deban ser reconsiderados. En este período de transición, se requiere a los silvicultores que reevalúen las prácticas tradicionales o diseñen nuevas alternativas de sistemas para satisfacer las necesidades de la sociedad actual, que incorpora nuevos conceptos al manejo y la conservación de los ecosistemas naturales. Esto ha llevado a que los silvicultores tengan que reconocer y entender un amplio espectro de nuevas cuestiones ecológicas y sociales a tener en cuenta a la hora de manejar los recursos forestales (Kimmins, 2008). Como consecuencia, ha habido un incremento en la investigación científica para comprender funciones y procesos en los ecosistemas boscosos, y como éstos se ven afectados por el manejo y los disturbios naturales que más comúnmente tienen lugar. Paralelamente, nos enfrentamos a un aumento de la complejidad de estos sistemas dado el aumento en las demandas por parte de las sociedades, la globalización y las especies introducidas, entre otros aspectos, como así también un aumento de la incertidumbre dada por procesos de mayor escala como el cambio climático, la economía globalizada y los cambios sociales resultantes (Puettmann *et al*., 2009). Todo esto conlleva al estudio de nuevos campos por parte de los silvicultores, quienes tradicionalmente basaron su formación en lo técnico y ecológico. En este sentido, cobran gran importancia todos aquellos conocimientos y estudios científicos que apunten a evaluar la

respuesta de los árboles y rodales a los tratamientos silvícolas prescriptos, pero también a evaluar la respuesta de los ecosistemas en su conjunto considerando variables económicas y sociales. El gran desafío como gestores y promotores del manejo sostenible de estos recursos es sin duda comprender estos complejos cambios dados por este nuevo paradigma y responder rápidamente con el diseño e implementación de sistemas silvícolas desde un enfoque puramente científico. Esto demanda de diferentes enfoques multidisciplinarios que atiendan la demanda de cada ecosistema y sistema de manejo.

Uno de estos enfoques, que viene siendo planteado en diferentes ecosistemas boscosos en donde se promueve el manejo sostenible, es incorporar objetivos múltiples, donde el diseño, la implementación y la evaluación del sistema de manejo propuesto se enmarca dentro de un concepto de manejo adaptativo. Este concepto es un abordaje sistémico para desarrollar el manejo de recursos naturales y construir conocimiento sobre la base de los resultados empíricos del manejo. El manejo adaptativo (Holling, 1978; Walters, 1986) se basa en monitorear y actualizar el manejo de un recurso natural basado en la experiencia y la nueva información científica existente (fig. 11.24). El manejo adaptativo incorpora investigación en las acciones de concretas y toma de decisiones a través de la integración de diseño, manejo y monitoreo, para probar sistemáticamente ciertos supuestos, para poderse adaptar y aprender. Este proceso iterativo tiene el alto valor en el manejo sostenible ya que las decisiones a lo largo del tiempo dependen del resultado real y no del esperado. Este enfoque enfatiza la identificación de incertidumbres críticas con respecto a la dinámica del recurso durante la etapa de evaluación y el diseño de experimentos de manejo analíticos para reducir estas incertidumbres (Walters, 2007). Uno de los principios básicos de adaptación en manejo forestal es el mantenimiento de la función ecológica, más que la estructura o composición del bosque. Así, las prácticas forestales dentro de un esquema de manejo adaptativo incluyen tanto aquellas que harán que el bosque sea más productivo, desde la perspectiva de la producción de madera, como aquellas que asegurarán una mejor protección ambiental para la estabilidad ecológica continua. A pesar de la extensa literatura existente sobre el manejo adaptativo y sus ventajas, existen muy pocas aplicaciones de manejo forestal adaptativo activo en todo el mundo como experimentos sólidos (Lindenmayer *et al*., 2008) que permitan mejorar el manejo existente.

Las pocas experiencias prácticas de manejo forestal en Patagonia han ido acompañadas, en la mayoría de los casos, de generación de información y conocimiento con base técnico-científica (gran parte mencionada en este capítulo). El análisis antes mencionado sobre las potenciales sinergias y compromisos entre el manejo tradicional, la conservación de la biodiversidad y el funcionamiento de los ecosistemas, representa una base fundamental para el aprendizaje de lo que se debe o no volver a implementar, desarrollando nuevas estrategias o enfoques de manejo adaptativo frente a escenarios actuales y/o futuros de cambio global y demandas sociales. Dichas estrategias mantienen, en algunos casos, características de prácticas tradicionales (p. ej., estimular la regeneración natural para asegurar mantenimiento del dosel) pero a la vez incorporan nuevos conceptos o componentes (p. ej., retención de legados biológicos sensu Franklin *et al*., 2000), favoreciendo a mantener los servicios de los ecosistemas forestales deseados y reduciendo los riesgos de degradación de los servicios ecosistémicos que provee el bosque. Del análisis del manejo tradicional y los beneficios y compensaciones (conflictos de provisión entre servicios ecosistémicos) que de estos se desprenden, surgen propuestas silvícolas que buscan sostener tanto rodales coetáneos (regulares) como disetáneos (irregulares). Si bien algunas de las propuestas silvícolas para estos bosques deberían atender a la provisión de bienes y servicios para diferentes sectores de la sociedad, basado en un manejo con objetivos múltiples, los sistemas de manejo sostenibles en bosques de la Patagonia se centran al día de la fecha sobre tres ejes principales: (i) la producción de madera, (ii) la producción ganadera sistémica e integrada, y (iii) en menor medida el turismo, la recreación y la producción de biomasa (leña).

11.4.1 Producción de productos madereros

La gestión forestal orientada a la provisión de productos forestales madereros debería sostener el funcionamiento y la dinámica de los ecosistemas forestales, para garantizar el manteniendo de la biodiversidad y la resiliencia ecológica de los bosques. La silvicultura y los sistemas silvícolas deberían entonces priorizar las propuestas que se mantengan lo más cerca posible de los procesos dinámicos naturales preponderantes, dado que son justamente estos cambios de las estructuras forestales que predominan, las que requieren de grandes inversiones a futuro de dudosa efectivización. Es decir, si la propuesta no es viable desde el punto de vista económico y/o social, es imposible pensar en implementarla. En la actualidad, gran parte del manejo silvícola lo realizan las empresas privadas en los bosques de producción, y por parte del Estado (nacional, provincial y/o municipal) en los bosques, con algún grado de protección o conservación (p. ej., parques nacionales). En el caso de las empresas privadas, la implementación de tratamientos silvícolas es evaluada en el corto plazo (p. ej., 5 años que es lo que dura un plan de manejo), considerando gastos e ingresos, y donde el mediano y largo plazo no se plasma en acciones concretas, solo son propuestas teóricas o manifestaciones de interés. En este contexto, por ejemplo, en los bosques de lenga en Tierra del Fuego, la amortización de la realización de los planes de manejo, marcación, construcción de caminos, costos de aprovechamiento y transporte deben ser compensados con el volumen efectivo de la extracción de trozas. Esta relación es la que define qué sistema silvícola se puede emplear en las cortas (preparatorias, regeneración, finales o raleos), y qué características deben poseer los rodales para ser considerados productivos (p. ej., el concepto de rodal productivo es variable de acuerdo al tipo de aserradero y a la exigencia de los mercados que compran los productos derivados del aprovechamiento). En la actualidad no existen ejemplos de manejo para el mediano y el largo plazo, siendo necesario pensar en conseguir subsidios gubernamentales para poder implementar los tratamientos silvícolas que no son económicos (p. ej., remoción de árboles no maderables cuando fuese necesario, o la implementación de los primeros raleos en la regeneración avanzada). Lo expuesto es la principal falencia para la implementación de los sistemas silvícolas en el largo plazo; p. ej., las cortas de protección deberían dejar árboles maderables para la corta final de modo de asegurar que las mismas sean rentables. Es por ello que, desde la administración forestal, se sugiere emular la dinámica natural de los bosques de modo de asegurar menores costos de recuperación de la masa forestal, por ejemplo, al aplicar una corta de regeneración se sugiere emplear la regeneración natural para el establecimiento del nuevo rodal, aprovechando el banco de plántulas, los rebrotes de tocón o la dispersión natural de semillas, según la estrategia de

cada especie, y evitar la necesidad de restaurar mediante plantación.

En un contexto teórico, el manejo silvícola debería considerar a todos los servicios ecosistémicos monetarios (p. ej., provisión de madera, ganadería, actividades cinegéticas, recolección de hongos, turismo y recreación), buscando la mayor renta en el corto, mediano y largo plazo, de acuerdo con la necesidad de las inversiones realizadas. Sin embargo, en el actual contexto socioeconómico, solo se consideran unas pocas alternativas viables para estos bosques, y raramente se realizan en un contexto de uso múltiple (p. ej., donde se realiza aprovechamientos forestales no se realiza turismo). Por ejemplo, dentro de la industria del aserrado es preciso concentrar esfuerzos en producir materia prima en cantidad y calidad económicamente rentables al mismo tiempo que se debe sostener al ecosistema boscoso atendiendo a la sostenibiliad de los factores antes mencionados. Además, se deberá atender otros factores de riesgo que presentan importantes desafíos. Entre ellos aparece la necesidad de adaptarse a condiciones cambiantes (clima, condiciones socioeconómicas) y a una alta heterogeneidad en términos de procesos dinámicos preponderantes, condiciones de sitio, disponibilidad de materia prima, mercados, dificultad de obtener pautas detalladas de aplicación general (recetas), y la tendencia histórica coyuntural que son reacias a la implementación de nuevas propuestas de manejo.

11.4.1.1 Sistemas silvícolas atendiendo variaciones espaciales a nivel de paisajes

Las propuestas silvícolas mayormente se basan en modelos teóricos que surgieron de bosques similares en Europa (p. ej., hayas o robles), donde se busca la maximización económica del sistema. Estos modelos no tienen en cuenta las variaciones espaciales a escala de paisaje y parten de un supuesto de homogeneización del bosque. Esta simplificación del sistema impide que el mismo se pueda aplicar a la infinita diversidad de situaciones de rodal existentes. En parte, esto es lo que explica la falta de correspondencia entre los modelos teóricos y la aplicación en el terreno, más allá de aspectos económicos, sociopolíticos y de formación entre los operadores de campo. Esto es más complejo aún si se atienden además otras variables que solo las económicas, p. ej. funciones ecosistémicas, provisión de servicios ecosistémicos y conservación de la biodiversidad.

En este sentido, las propuestas silvícolas deberían ser consideradas como lineamientos a ser implementados de acuerdo con las limitaciones de los rodales, y atendiendo a cada una de las funciones considerando la ubicación de cada rodal en el paisaje, y no como recetas inamovibles. Las variables que usualmente se consideran para definir los sistemas silvícolas se relacionan con (i) la estructura forestal (p. ej. volumen cosechable, árboles semilleros), y (ii) la regeneración (p. ej. banco de plántulas). Sin embargo, es importante también considerar aquellos factores que pudieran limitar, tanto la continuidad del dosel remanente (p. ej. influencia del viento, exposición, presencia de enfermedades, plagas, etc.) como a la instalación y/o crecimiento de la regeneración (p. ej. herbivoría de especies nativas o exóticas, sotobosque, factores climáticos extremos). Tomemos como ejemplo al tipo forestal lenga, que posee una dinámica simple y predecible, donde la especie es pionera y climax, y donde la regeneración es usualmente abundante y resiliente, y de esta forma analizar los factores antes descriptos. Las prescripciones silvícolas apuntan a homogeneizar la masa, y a reconvertir los sistemas naturales de diferente complejidad (p. ej. presencia de gaps, bosques bietáneos, etc.) a rodales coetáneos de alta productividad (Schmidt y Urzúa, 1982). En el paisaje se suelen encontrar estructuras similares donde la dinámica es condicionada por eventos catastróficos (p. ej. avalanchas o volteos masivos de viento) (Rebertus *et al*., 1997), y donde en los otros sectores suelen desarrollarse rodales bietáneos o disetáneos (Rebertus y Veblen, 1993). Sin embargo, se suelen aplicar métodos de regeneración para reconvertir las estructuras a lo largo de todo el paisaje, donde una propuesta diferente podría llegar a ser, mantener las estructuras forestales predominantes de cada sector del paisaje. Han surgido propuestas que sugieren realizar intervenciones más suaves en sectores de mayor exposición al viento (p. ej. dejar 40-45 m²/ha de área basal) como cortas preparatorias, y paulatinamente abrir el dosel hasta llegar a los valores recomendados de una corta de protección (p. ej. dejar 15-30 m²/ha de área basal) que permitan el desarrollo de la regeneración establecida. En este sentido, las intensidades de corta se deberían modificar a lo largo del paisaje en función de los potenciales daños del viento. La presencia de plagas o enfermedades que puedan incrementarse en los bosques aprovechados debe ser tenida en cuenta (p. ej., la *Phytophtora* ha limitado el aprovechamiento de los *Nothofagus* en algunos sectores de Australia o puesto en riesgo plantaciones en otros países) (Scanu *et al*., 2012), donde varias de estas potenciales afecciones no han sido debidamente estudiados en la magnitud de su potencial afección. Por ejemplo, se observó que los ataques de cuncunas defoliadoras fueron más agresivas en sectores cosechados de ñire (Martínez Pastur *et al*., 2018), o donde los ataques de Misodendrum en bosques cosechados de lenga se incrementaron significativamente (Soler *et al*., 2013b). En estos casos es necesario definir la evolución y magnitud de los impactos sobre el dosel remanente, y realizar cortas de saneamiento en caso de que pongan en peligro los rodales cercanos. En el caso de la herbivoría sobre la regeneración, depende de la magnitud y recurrencia de los impactos y como se combinan generando sinergias negativas junto con los impactos abióticos (sequías y heladas) (Martínez Pastur *et al*., 2017). Un trabajo que analiza los impactos del guanaco sobre la regeneración poscosecha y por impacto de volteos de viento (Martinez Pastur *et al*., 2016) discriminando la efectividad de las exclusiones (cercos) y de la caza controlada, pone en evidencia que el guanaco no limita el proceso de regeneración (que siempre estuvo presente en los bosques fueguinos) sino que la retrasa (7-11 años) respecto de un bosque sin ramoneo del guanaco, cuyo efecto se diluye con el tiempo. Esto implica que, en lugares donde existe una mayor presión de la herbivoría, hay que generar mejores condiciones de crecimiento en altura para que el crecimiento de la regeneración le gane en altura al eventual daño por herviboría (Martínez Pastur *et al*., 2017), por ejemplo, cortas de protección suaves permiten el establecimiento de la regeneración pero no favorecen el crecimiento en biomasa ni en altura (Martinez Pastur *et al*., 2011a). En definitiva, es necesario establecer acciones silvícolas atendiendo a múltiples factores, y no solo a la propuesta teórica del modelo, y estas acciones deben adaptarse a las condiciones cambiantes del paisaje. Finalmente, cabe destacar que además deben considerarse los otros factores mencionados, como por ejemplo funciones ecosistémicas, servicios ecosistémicos y biodiversidad. Si existieran en los rodales especies de interés de conservación (p. ej., un halcón) que necesitara de bosques más abiertos, las intervenciones silvícolas deberían ser dirigidas

para mejorar el hábitat de dicha especie, o si el rodal tuviese funciones especiales de conservación (p. ej., provisión de agua) se debería manejar la estructura de modo de asegurar dicha función en el tiempo.

11.4.1.2 Retención variable en agregados: importancia del tamaño de las retenciones a diferentes escalas del paisaje

La historia del uso y manejo de los bosques nativos nos deja una lección esencial: no hay sistemas buenos y sistemas malos, sino sistemas que se adaptan mejor o peor a la dinámica y las condiciones locales de cada sitio, que son extremadamente cambiantes a lo largo de la amplia distribución de los mismos. Así, hay experiencias de bosques que se han regenerado exitosamente tras talas rasas, o en floreos con presencia de ganado inclusivo, mientras que en otros con una presión mucho menor de los mismos agentes, el resultado fue la degradación del bosque.

El bosque nativo con el que trabajamos, en general, es muy heterogéneo, y se presenta como un continuo en el que difícilmente se pueden definir rodales homogéneos en términos estructurales. Es decir, la situación inicial está muy lejos de la que plantean los libros clásicos y de la que se encuentra un forestal en Europa y en muchos casos en Norte América. Avanzar hacia estructuras más homogéneas no es necesariamente el camino a emprender. Además, la única manera de homogeneizar la estructura es a través de cortas muy drásticas que no siempre se adaptan bien a la especie y/o al sitio. Es decir que debemos aprender a convivir con la heterogeneidad existente en estos bosques y, por lo tanto, con las dificultades para dar normas silvícolas de aplicación general y para producir modelos predictivos precisos.

Aun así se han ensayado diferentes propuestas silviculturales en estos bosques de acuerdo a los cambios en la percepción social, requerimientos de las empresas o simplemente bajo un manejo adaptativo (p. ej., cambios en los porcentajes de corta y/o retención) con diferentes grados de éxito (Gea *et al.,* 2004) que permiten distinguir propuestas que atiendan las necesidades de un manejo forestal sostenible en el más amplio sentido. Asimismo, se han definido atributos de conservación o provisión de diferentes servicios ecosistémicos que ofrecen los bosques con bajo grado de disturbio de origen antrópico (directo o indirecto) (Lencinas *et al.,* 2005, 2008a, 2008b), a la hora de realizar líneas bases de comparación para la evaluación de nuevas propuestas silvícolas. Del análisis conjunto de los beneficios y compensaciones de la silvicultura aplicada hasta el momento, surge la aplicación de la propuesta denominada retención variable (RV). Esto implica dejar legados del bosque original (p. ej., en forma de agregados, o de árboles o elementos aislados en la matriz productiva) para facilitar la recuperación ecológica y ecosistémica del rodal bajo manejo.

Al igual que se presentó en el apartado anterior, no deberían existir recetas para la implementación de estas alternativas de manejo y conservación, y deberían ser establecidas siguiendo objetivos multipropósitos. Para el caso de la lenga en Tierra del Fuego, el tamaño de los agregados (30 m de radio, uno por hectárea) se definió en base a criterios económicos y ecológicos. Los primeros fueron definidos de acuerdo al porcentaje de retención que las empresas forestales estaban dispuestas a dejar para la conservación, en este caso se definió como máximo a conservar, el equivalente al porcentaje de biomasa forestal que quedaba después de una corta de protección (aprox. 45% de la biomasa forestal aérea y el 100% de la biomasa subterránea); a modo de ejemplo ver en Gustafsson *et al*., (2012) la comparación con la implementación en otros bosques del mundo. En términos ecológicos, se definió a partir de dos estudios, por un lado, al analizar los impactos de las cortas de protección sobre diferentes componentes del bosque (aves, plantas, insectos, hongos) y por otro, el ensamble de dichas especies en el paisaje (p. ej., aquellas especies propias del bosque productivo y ausentes en el resto del paisaje son las de mayor interés de conservación) (ver apartado 11.3 de biodiversidad). De estos estudios, surge que la microfauna se encuentra dentro de los grupos más afectados por la cosecha, y se sugirió que agregados de 1/3 de ha eran convenientes para mantener una distancia entre ellos (aprox. 40 m) que no se convirtiese en una barrera, sino que fuese un facilitador para la movilidad de dichas especies en el paisaje. Este tamaño de agregados fue testeado por muchos años, y ha demostrado ser efectivo para un gran porcentaje del ensamble de la biodiversidad, entre ellos: (i) manteniendo especies de plantas que desaparecen con la cosecha (por ejemplo, *Dysopsis glechomoides*) (Lencinas *et al.,* 2017), (ii) permitiendo que algunas especies de aves mantengan su presencia en la matriz productiva (p. ej., *Turdus falcklandii*) (Lencinas *et al.,* 2009b), así como muchos hongos micorríticos (Hewitt *et al.,* 2019), o (iii) sirviendo para localizar sus guaridas de cría a los zorros. En definitiva, los tamaños, la distribución, la forma y el balance de las retenciones deben ser definidos previamente de acuerdo a objetivos específicos de conservación, y basados en estudios de largo plazo de acuerdo a especies y/o procesos ecosistémicos determinados.

También es necesario considerar escalas más grandes de conservación, no solo las de rodal, sino las de media escala (cuenca o establecimiento) o escala regional (provincia o región ecológica) (ver a Huertas Herrera *et al*., 2018). Por ejemplo, se ha propuesto para Tierra del Fuego la necesidad de que los aprovechamientos no se realicen a lo largo de una matriz continua, sino que los mismos se alternen con áreas no cosechadas durante los primeros años después de las cortas. Esto se planteó teóricamente en varias oportunidades pero nunca se implementó efectivamente. Las principales razones de la imposibilidad de implementación han sido económicas, p. ej. aplicar pequeños cortes a lo largo del paisaje requiere de mayores inversiones de construcción y mantenimiento de caminos. Por otra parte, es necesario contar con reservas de mayores tamaños a mayores escalas (p. ej., reservas provinciales o parques nacionales), que para el caso de Patagonia se encuentran muy bien representadas a lo largo de toda la distribución, aunque existen algunos tipos forestales escasamente representados (por ejemplo, bosques de ñire).

11.4.1.3 Manejo silvícola con énfasis en el mantenimiento de la biodiversidad

En la Argentina, solemos confundir conservación de la biodiversidad con la ausencia de la intervención humana (p. ej., conservación estricta de los paisajes naturales). Sin embargo, la conservación de la biodiversidad muchas veces requiere de acciones silvícolas que permitan modificar la estructura forestal o facilitar determinados procesos a lo largo de la dinámica natural. Asimismo, también es factible la conservación dentro de los bosques manejados, combinando acciones concretas de conservación dentro de una matriz productiva. Lo que hemos descripto

en otros apartados sobre la retención variable son ejemplos concretos de acciones silvícolas deliberadas que se pueden realizar para mejorar la capacidad de conservación de los bosques bajo manejo (p. ej. ver a Martínez Pastur *et al*., 2013). Otro ejemplo en este sentido es proteger determinados sectores del bosque que tienen valores especiales de conservación, p. ej., guaridas de zorros, nidificaciones de especies indicadoras, refugios de murciélagos, etc. Otras veces, la silvicultura puede a través de la remoción de especies (p. ej. especies invasoras de árboles o arbustos) o de la restauración (implantación y/o facilitación de especies en peligro) modificar la estructura y/o ensamble de especies de rodales con o sin manejo forestal. Otras opciones pueden ser generar ambientes desfavorables para determinadas especies (p. ej. especies exóticas en el sotobosque) como ser dejar que la masa secundaria genere una cobertura total suprimiendo las especies del sotobosque, o por el contrario, generar un ámbito favorable para el desarrollo de determinadas especies (p. ej. alguna especie de ave, planta o insecto de interés).

11.4.1.4 Raleos alternativos para mejorar la calidad o la estabilidad de los árboles

Tal como se explicó en otros apartados, los raleos en Patagonia (p. ej. lenga) se realizan mayormente con el propósito de mejorar la productividad (crecimiento y madera con buena sanidad) de los individuos remanentes (más allá de las potencialidades antes descriptas siguiendo objetivos multipropósito. Las propuestas de raleos para la lenga se han establecido con dos fines: (i) generar un desrame natural que permita la obtención de fustes libres de ramas, y (ii) promover la estabilidad de los árboles luego de las intervenciones. Los modelos productivos actuales sugieren realizar raleos tempranos luego de la etapa de regeneración (20-30 años después de las cortas de regeneración), donde se instalan >50 mil plantas. ha^{-1} con 50-100 cm de altura. Se sugiere realizar intervenciones sistemáticas (p. ej. fajas de 2-4 m o dameros 2 m) para aumentar la temperatura y agua disponible en el suelo, y mantener la competencia lateral de los árboles futuros que se encontrarán al interior de las fajas o dameros remanentes. Con estas primeras intervenciones se eliminan entre el 50% y el 75% de los árboles establecidos. Estas cortas sistemáticas permiten un mejor acceso al rodal por las fajas realizadas. Las siguientes intervenciones se realizan cada 7-10 años, liberando las copas de los árboles seleccionados, pero manteniendo la competencia lateral para favorecer el desrame natural. Estas intervenciones se continúan hasta eliminar todos los árboles acompañantes, y donde los árboles seleccionados contarán con una copa bien formada y un fuste libre de ramas de al menos un tercio de la altura total potencial del sitio (aprox. 7 m altura). Los siguientes raleos siguen pautas silvícolas tradicionales. Las ventajas de estos sistemas son la disminución de mano de obra capacitada en las primeras intervenciones y la disminución de costos de intervención de los siguientes raleos no comerciales, así como la formación de una copa adecuada en los árboles seleccionados y un fuste comercial libre de ramas (2 trozas comerciales de alta calidad).

Sin embargo, también son necesarios los raleos en bosques secundarios que no fueron intervenidos tempranamente (Martínez Pastur *et al*., 2002c; Peri *et al*., 2013b). En esos casos, los árboles poseen un buen fuste libre de ramas, pero con una pequeña copa y una baja relación DAP/H (diámetro a la altura del pecho en relación a la altura del árbol) que los hace inestables frente al viento en una intervención silvícola. Frente a esta situación, lo recomendable es implementar raleos de alta estabilidad (Peri *et al*., 2002), donde la finalidad es que los árboles selectos generen un mayor desarrollo de copa a la vez que se compromete mínimamente la estabilidad del rodal. Cabe destacar que el mayor desarrollo de copa se relacionará con mayores crecimientos de diámetro lo que aumentará la relación DAP/H. Para ello, se anilla el 50% de los árboles competidores, dejándolos en pie. Estos árboles mueren poco a poco (2-3 años) generando un espacio de copas que permite el desarrollo de los vecinos. En una segunda intervención (5-7 años) se cortan y aprovechan los árboles anillados en pie, y se anilla el restante 50%. Al cabo de una tercera intervención se retira el resto de los árboles anillados, quedando una masa forestal con árboles selectos con un adecuado desarrollo de copas. La principal ventaja es que las intervenciones son mas económicas (anillados) y que la madera aprovechable no pierde calidad, y logra un proceso de secado natural reduciendo la humedad un 50% naturalmente.

11.4.1.5 Implementación de podas para la obtención de madera aserrada de calidad

Una parcela de ensayo que ha aportado muchos conocimientos para el manejo de la lenga es la de Aguas Blancas en Tierra del Fuego (Cozzo *et al*., 1967, 1969). Esta parcela se inició con la implementación de talas rasas en fajas, y posteriores ensayos de diferentes esquemas de raleos, desde los esquemas mecanzados antes descriptos hasta raleos convencionales de diferente intensidad y priorizaciones de corta (selección de árboles respetando un distanciamiento determinado o una calidad mínima aceptable sin respetar el distanciamiento). Estos raleos se implementaron 25 años después de las cortas. Los mejores crecimientos se lograron en los raleos más intensos, pero en detrimento del desrame natural del fuste. En un segundo raleo implementado 40 años después de las cortas (Martínez Pastur *et al*., 2001) se realizó un ensayo de saneamiento de los fustes a partir de podas que liberaron el 50% de la altura de los árboles remanentes. Estas podas mejoraron la calidad forestal de los árboles, redirigiendo el crecimiento y sin impactar de forma significativa sobre el crecimiento de los árboles (fig. 11.25). En base a estos resultados podemos afirmar que la implementación de podas es factible en los *Nothofagus,* permitiendo que se realicen intervenciones más intensas. Sin embargo, la principal desventaja es el costo de dichas intervenciones, que requieren de mucho esfuerzo y trabajo para su implementación.

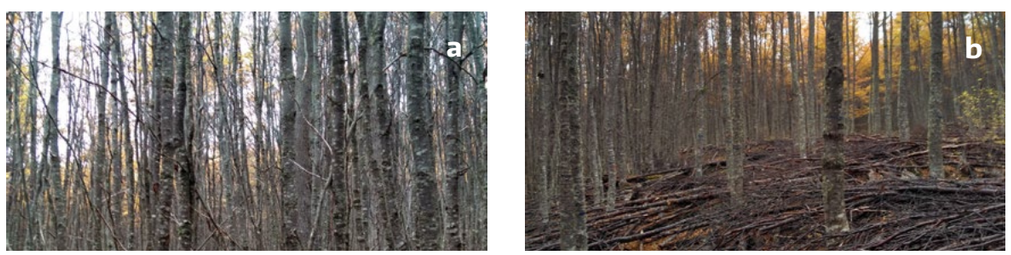


Figura 11.25. Bosque secundario de lenga en Tierra del Fuego establecido luego de la implementación de talas rasas hace 60 años sin manejo (a) y con implementación de múltiples raleos (años 1985/1999/2010) y podas (b) (año 1999). (Foto: M. Amoroso).

11.4.1.6 Raleos en ñirantales con condición hídrica

La apertura del dosel depende del régimen hídrico de los rodales de ñire. Los resultados de los trabajos de investigación indican que la intensidad de raleo está en función de la interacción entre el régimen hídrico y los diferentes niveles de sombra, los cuales han sido los factores principales que limitan la productividad de pasturas en sistemas silvopastoriles (Peri, 2005; Peri *et al*., 2005ab; Peri *et al*., 2006b, 2016ab, Sarasola *et al*., 2006). Integrando el conocimiento generados y conceptos de practicidad operativa se proponen dos intensidades de raleo para diferentes sitios de ñirantales, quedando excluidos de intervención silvícola aquellos bosques con alturas finales de árboles dominantes menores a los 4 m debido a la fragilidad ambiental del ecosistema y por poseer una alta riqueza florística (Quinteros *et al*., 2008).

Raleos de intensidad moderada: en sitios de estrés hídrico severo se recomienda una intensidad máxima de raleo que deje una cobertura de copas remanente entre 50 y 60%, lo cual determinaría un aumento de 300 ±150 kg MS/ha/año partiendo de un bosque cerrado con un 80-90% de cobertura. Los sitios de estrés hídrico severo son definidos como aquellos ñirantales con alturas de los árboles dominantes inferiores a los 5-8 m. Estos sitios se corresponden por ejemplo, con zonas del límite entre estepa y bosque donde el clima determina un régimen con un fuerte déficit hídrico coincidente con la estación de crecimiento. En estos sitios, las plantas sometidas a un sombreado y protegidas del efecto desecante de los fuertes vientos presentan menores tasas de transpiración y evaporación en comparación con sitios abiertos. Esta diferencia en la disponibilidad de agua en suelo en los sistemas silvopastoriles, en comparación con pastizales puros, determina una mayor productividad. Por ejemplo, en estos sitios de severo estrés hídrico se alcanzó la máxima tasa de crecimiento de materia seca con una cobertura de copas del 55% (Peri, 2005).

Raleos de intensidad alta: a diferencia de lo anterior, en sitios con un régimen de precipitaciones más favorable o ñirantales con alturas de los árboles dominantes superiores a los 8 m, se recomienda una intensidad máxima de raleo que deje una cobertura de copas remanente entre 30 y 40%, lo cual determinaría un aumento de 1400 ± 250 kg MS/ha/año partiendo de un bosque cerrado con un 80-90% de cobertura. En estos sitios se detectó una disminución de la tasa de crecimiento de materia seca de la pastura, aproximadamente lineal con el aumento de la cobertura de copas. Sin embargo, la presencia de árboles en estos sitios disminuye el daño directo ocasionado por las heladas y/o acumulación de nieve sobre las pasturas. Por ello, el período vegetativo de los pastos se alarga en sistemas silvopastoriles comparados al de un pastizal abierto, modificando de esta manera la duración de la oferta forrajera para los animales

11.4.1.7 Cortas de selección grupales en rodales de ciprés de la cordillera con decaimiento forestal

Dada su magnitud y sus consecuencias ecológicas y económicas, el decaimiento forestal y mortalidad conocido locamente como mal del ciprés representa, junto con el fuego y la herbivoría, uno de los disturbios más importante en los bosques mésicos de ciprés de la cordillera. Su presencia implica importantes desafíos para la silvicultura en estos bosques. A la fecha, las

prácticas silvícolas en estos bosques han sido del tipo reactivo a través de la aplicación de cortas de saneamiento para eliminar árboles muertos y árboles con síntomas de la copa, sin resultados, en muchos casos, del todo beneficiosos. Es necesario entonces una gestión forestal en estos bosques del tipo proactiva que se anticipe a los procesos de decaimiento y mortalidad. Si bien convendría anticiparse al inicio del decaimiento radial en los árboles, esto no es del todo sencillo, con lo cual los primeros indicios de la aparición de síntomas de copa serán entonces el punto de partida para la implementación de acciones con el objetivo primordial de crear condiciones favorables para el establecimiento exitoso de nuevos árboles en el sotobosque.

Si bien muchos rodales con decaimiento ya han sido intervenidos intensamente, existen todavía grandes masas boscosas en sitios mésicos y húmedos que mantienen su estructura original coetánea posfuego. La incidencia y el grado de afectación son variables pudiendo a veces comprometer más de la mitad de los indiviudos del rodal. En estos casos, se propone realizar sucesivas cortas parciales en el tiempo removiendo bajas cantidades de área basal (< 30% del total) en cada intervención incluyendo no solo árboles muertos sino también árboles vivos con y sin síntomas de decaimiento (Amoroso y Larson 2010ab; Amoroso 2013). Si bien este sistema silvícola permitirá, en ausencia de otros disturbios, un planeamiento y direccionamiento del crecimiento de los árboles residuales anticipándonos a las pérdidas en la productividad como consecuencia del decaimiento radial y la mortalidad, el objetivo principal es promover condiciones para un adecuado y temprano establecimiento de regeneración en el sotobosque. De esta manera se optimizaría el establecimiento de individuos nuevos y el crecimiento individual de los árboles residuales pudiendo resultar en un rendimiento sostenido de los rodales en el tiempo y un retorno económico más frecuente. Se establece así, en todas las situaciones, un ciclo de corta que considera un tiempo de descanso para la estabilización del sitio y un volumen comercial de las plantas muertas que justifique financieramente la intervención. A priori se sugiere un ciclo de entre 5 y 10 años. Por último, la regeneración natural debe asegurarse donde sea necesario, por ejemplo, en los espacios subocupados en el rodal producidos por el *mal del ciprés*. Se debe conservar o promover una cobertura del sotobosque suficiente, similar a la indicada para bosques sanos, que brinde la protección necesaria a los renovales hasta que superen los 50-100 cm de altura. Como resultado de este manejo las estructuras, con predominancia regular en los sitios húmedos, tenderán a transformarse paulatinamente en irregulares debido a la regeneración permanente que ocuparán los espacios dejados por los árboles cortados.

En rodales afectados por *mal del ciprés* en sitios húmedos que se encuentran próximos a fuentes de semilla de coihue, puede establecerse regeneración natural de esta especie (Loguercio, 1997b; Amoroso y Larson, 2010ab, Amoroso *et al.,* 2012b; Losada Palenzuela *et al.,* 2018). Ambas suelen regenerar en claros a partir de 200-500 m^2 (Veblen y Lorenz, 1988; Gobbi, 1999), pudiendo ser más grandes para coihue hacia el oeste, donde la precipitación es mayor. En sitios mésicos el ciprés se establece en asociación con cobertura del estrato herbáceo y arbustivo; sin embargo, en rodales densos la regeneración natural de ambas especies es escasa. Ciprés es más tolerante que coihue, pudiendo sobrevivir muchos años bajo cobertura. Se ha registrado que eventos de sequía pronunciada afectan a coihue tanto a árboles adultos como de regeneración, en particular los ubicados en pendientes rocosas y suelos pedregosos (Suarez y Kitzberger, 2008; Suarez y Kitzberger,

2010). Ciprés al presentar la estrategia ecofisiológica de cierre estomático (Gyenge *et al.,* 2007) sería menos vulnerable a eventos de sequía, otorgando mayor capacidad de adaptación en ambientes mésicos (Suarez y Kitzberger, 2008; Suarez y Kitzberger, 2010; Scholz *et al.,* 2014).

Como se ha expresado, rodales de ciprés afectados por el mal del ciprés pueden presentar regeneración natural de coihue que se presenta como un estrato potencial para la conversión a rodales mixtos. El mayor crecimiento de coihue incrementa la productividad del sitio (Dezzotti, 1996; Loguercio, 1997b, Loguercio, *et al.* 2018a, b; Caselli, 2020) y sumado a que puede generar madera de calidad, es una oportunidad para una nueva silvicultura de rodales de ciprés afectados en sitios húmedos (Loguercio, 1997b, Amoroso *et al.,* 2012b, Loguercio *et al.,* 2018ab; Losada Palenzuela *et al.,* 2018). Si bien no hay experiencias de manejo de rodales mixtos de estas especies, con el conocimiento actual sobre su dinámica y crecimiento, se puede reflexionar sobre recomendaciones silviculturales (Loguercio *et al* 2018b, Caselli 2020). Las mismas deben abarcar la fase de conversión a la estructura mixta y su conducción posterior para regular la composición y densidad. Dadas las diferencias en crecimiento de ambas especies en estas condiciones (Loguercio 1997; Losada Palenzuela *et al.,* 2018; Caselli *et al*., 2018; Caselli 2020), la composición debería ser controlada regulando los espacios de crecimiento en grupos. La superficie destinada a cada especie y su conducción dependerá del objetivo de manejo, y es motivo de investigación (Caselli *et al.,* 2020; Caselli, 2020). La corta reproductora para coihue podría ser una entresaca en grupos, en huecos a partir de 200 m^2, iniciando donde se presente regeneración avanzada, e ir ampliando paulatinamente los mismos hasta 700-1000 m^2, en 2-3 cortas cada 5 años. El período de regeneración, para alcanzar 4-5 m de altura, sería de 10-15 años (Loguercio, 2018b; Urretavizcaya *et al.,* 2018; Caselli, 2020). A partir de esa altura se podría hacer una corta de limpieza para favorecer a los mejores renovales. y ampliar los huecos hasta 1500-2000 m^2 para que los mismos puedan alcanzar adecuadamente el dosel superior, dado el mayor requerimiento lumínico del coihue en esta fase (Caselli, 2020). En la fase de exclusión fustal se deberían ejecutar 2 o 3 raleos hasta la cosecha, que se realizaría cuando el diámetro alcance los 45-50 cm. Los individuos de coihue de calidad podrían ser conducidos mediante podas con el objetivo de lograr madera libre de nudos. Para los grupos dominados por ciprés las pautas silviculturales serían las mismas que para los rodales enfermos (ver cuadro 3). La presencia de regeneración de coihue en este caso debería ser regulada a través de cortas de limpieza.

11.4.2 Productos forestales no madereros

Los productos forestales no madereros (PFNM) de los bosques resultan de gran importancia económica, social y ambiental y se enmarcan en aumentar el valor agregado de productos. En estos bosques existe una enorme variedad de frutos silvestres que los habitantes utilizan frescos o elaborados como la frutilla silvestre (*Potentilla chiloensis*), el maqui (*Aristotelia chilensis*), el calafate (*Berberis microphylla*), la chaura (*Gaultheria mucronata*), la parrilla (*Ribes magellanicum*), la zarzaparrilla (*Muehlenbeckia hastulata*) y la parrillita (*Ribes cucullatum*), con los que se preparan dulces. Otras especies se usan para condimentar los alimentos, como el canelo (*Drimys winteri*), en reemplazo de la pimienta, el quin quin (*Osmorhiza chilensis*) en lugar del eneldo, y el culle colorado (*Oxalis adenophylla*) como substituto del limón. Además, sobre algunas especies del género *Nothofagus,* como la lenga, el ñire y el guindo, crece un hongo conocido como "pan de indio" (*Cyttaria darwinii*), cuya fructificación formaba parte importante de la dieta de los onas.

Bajo el uso de manejo de bosques con ganadería integrada (MBGI) en bosques de ñire se obtuvieron resultados en el uso de plantas nativas que se desarrollan en los bosques ñire utilizados con fines tintóreos como ser el *Berberis* sp., *Usnea* sp, *Misodendrum* sp., *Senecio filaginoides, Chiliotrichum diffusum, Empetrum rubrum* y *Baccharis magellanica* (Mattenet *et al.,* 2015). La importancia de teñir prendas de lana de origen patagónico con tintes naturales reside no tan solo en el hecho de recuperar métodos tradicionales, sino también en la posibilidad de generar fuentes de trabajo dentro de un mercado que valora la producción artesanal de prendas de calidad, seguras (que no utilizan productos nocivos) con una fuerte identidad regional y que realizan un uso sostenible de los recursos naturales. Estudios recientes advierten sobre la presencia de antioxidantes en infusiones de ñire en cantidades superior a otras especies ensayadas y comparables a las de té verde y negro (Gastaldi *et al.,* 2015). La presencia de estos compuestos resulta importante ya que su incorporación a la dieta humana ha demostrado tener múltiples beneficios a la salud. La posibilidad de su uso como fuente natural de antioxidantes (uso medicinal, nutracéutico), amplía la diversidad productiva de estos bosques. En relación a los aceites esenciales de la misma planta extraídos mediante hidrodestilación, González *et al., (*2016) describen su calidad organoléptica como interesante en cuanto a su potencial para la industria perfumistíca. Finalmente, se está incrementando el consumo de esta especie por parte de la población y la aparición en el mercado de algunos productos que incluyen al ñire dentro de sus ingredientes como las infusiones, bebidas alcohólicas (licor utilizado también para preparar platos típicos de Patagonia) y cremas cosméticas. En función de los antecedentes presentados en el uso actual y potencial del ñire, fue necesario contar con un marco técnico que permita el aprovechamiento racional y la conservación del recurso como recomendaciones prácticas para la recolección de sus hojas para la elaboración de distintos productos (Mattenet *et al.,* 2018).

11.4.3 Restauración

Argentina forma parte de los países que más deforestación presentan en el mundo, durante el período 1998-2015 se perdieron 4,15 millones de hectáreas de bosques nativos, con una tasa anual de deforestación de 0,83% (FAO, 2015). Si bien existen trabajos científicos sobre restauración de ecosistemas en Argentina y la mayoría de ellos se realizan en bosques, estos son de investigación básica sobre la práctica o técnicas de restauración (Rovere, 2015), siendo necesario avanzar más sobre metodologías a seguir, implementación en el trabajo a campo y desarrollo de indicadores de éxito. Es prioritario a nivel país trabajar en la restauración de ecosistemas forestales degradados para recuperar bienes y servicios ecosistémicos. También es importante para poder cumplir con los compromisos internacionales asumidos por Argentina en términos de disminuir la degradación y aumentar las áreas restauradas. A nivel país, existe escasa sistematización y publicaciones de resultados sobre proyectos de restauración, las

superficies intervenidas son más bien pequeñas y existe nulo o escaso monitoreo luego de las intervenciones (Sirombra y Rovere, 2018). En este contexto es importante evaluar las oportunidades actuales para la restauración, como el Desafío Bonn (Bonn Challenge) que plantea la restauración de 350 millones de hectáreas de áreas para el 2030 y la Iniciativa 20x20 que plantea restaurar en América Latina 20 millones de hectáreas. En la actualidad, Argentina está trabajando en un Plan Nacional de Restauración, desde la Dirección Nacional de Bosques dependiente del Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible de la Nación. El objetivo es establecer una línea base sobre el estado de degradación de los bosques nativos, que permita priorizar zonas a nivel de paisaje o de cuencas, potencialmente oportunas de iniciar un proceso de restauración de los bienes y funciones ecosistémicas perdidas por la degradación.

Particularmente, la restauración de los Bosques Andino Patagónicos debería principalmente considerar los siguientes aspectos:

- Conservar antes que restaurar, nunca la mejor restauración se compara a un área natural conservada.

- Desarrollar mapas de degradación a fin de poder seleccionar áreas prioritarias para la restauración.

- Establecer una terminología de base común. Muchas veces se usa los conceptos de plantación y forestación como sinónimos de restauración ecológica, porque no están claros los reales alcances e implicancias de la restauración ecológica en un bosque.

- Establecer un diagnóstico inicial del bosque degradado (límites al área, detalle de los disturbios pasados y presentes, umbrales bióticos y abióticos, conocer su resiliencia, las características autoecológicas de las especies involucradas, la variación genética de las especies, el conocimiento sobre manejo de especies, etc.).

- Establecer y planificar la metodología y secuencia del trabajo de restauración.

- Sistematización de los resultados de proyectos de restauración, sean bueno o malos.

- Considerar costos y financiación para la restauración ecológica de los diferentes tipos de bosques.

- Saltar de escala: de ensayos de restauración a pequeña escala (en superficie), a la restauración a gran escala.

- Monitoreos a largo plazo, aplicación de manejo adaptativo y si es necesario adaptación de la metodología de trabajo.

- Considerar los tiempos de restauración. Considerar que la restauración de bosque y su diversidad es un proceso a largo plazo y que los proyectos que trabajen en restauración de bosques deben ser a largo plazo y no sujetos a cambios administrativos o de gestión. Evaluar la posibilidad de diferentes tipos de aprovechamientos y/o usos del bosque durante el período de restauración, ya sean productos forestales no madereros, productos forestales madereros, uso silvopastoril, etc.

Si bien existe una definición de restauración ecológica reconocida a nivel internacional brindada por la Sociedad Internacional de Restauración Ecológica (SER, 2004) que define a la restauración ecológica como el proceso de ayudar al restablecimiento de un ecosistema que ha sido degradado, dañado o destruido, su fin es reconvertir las áreas degradadas en sitios con características de composición de especie y funcionamiento lo más parecidas a las condiciones presentes antes de que ocurriera el disturbio; no indica cómo realizarla. Esta definición, solo es una definición conceptual la cual debe ejecutarse; sin embargo, no es suficiente para conocer la metodología a implementar, los alcances de la restauración ecológica, las variables a manejar y/o atributos a medir. Sin bien la restauración se destaca por ser una actividad multidisciplinaria y transdisciplinaria, específicamente en restauración de bosques la silvicultura posee un papel clave. Bannister *et al.*, (2016) resaltan que en el contexto de la restauración de bosques, la silvicultura tiene como propósito primordial aumentar el nivel de biodiversidad y complejidad estructural en bosques adultos degradados, en bosques secundarios (de densidad normal y degradados), en bosques quemados y en plantaciones, para mejorar su funcionalidad ecológica y, en consecuencia, incrementar los potenciales bienes y servicios ecosistémicos desde estos bosques, principalmente brindando estrategias y técnicas.



Figura 11.26. Restauración mediante plantación para recuperar el potencial productivo del bosque. (Foto: M. Caselli).

Por ejemplo, no es lo mismo partir de un bosque primario degradado en que se han extraído algunos ejemplares de gran porte, pero que aún conserva altos valores de biodiversidad, aunque no de producción; que de un bosque secundario degradado que no presenta ni la diversidad ni la estructura del bosque original. Existen situaciones muy disímiles, singulares y para cada una de ellas, sumado a las características sitio específico que hacen que la forma de trabajar hacia la restauración sea muy diferente (aunque los objetivos de todos sea la restauración del bosque original). A su vez, diferentes disturbios afectan la estructura y composición del ecosistema así como el ambiente abiótico, e incluso muchas veces modifican los nichos ecológicos de las especies nativas. Específicamente en Patagonia no es lo mismo

restaurar un bosque de coihue posfuego, que un sitio de bosque de coihue afectado por sequía, donde hay gran parte del dosel muerto en pie pero se conservan el estrato arbustivo y herbáceo. Asimismo, no es lo mismo restaurar un bosque degradado posfuego de bosque de *Nothofagus* con abundante regeneración de *Chuquea culeou*, que un sitio posfuego sin la competencia para la regeneración arbórea por parte de la caña. No es igual restaurar un bosque degradado posfuego de coihue que está invadido por exóticas que ocupan el lugar y compiten por los recursos. En el caso del ciprés, no es lo mismo restaurar un bosque degradado donde existió tala rasa, de un sitio con floreo de ejemplares maderables pero que conserva la biodiversidad, que un sitio afectado con mal del ciprés donde permanece el sotobosque, o un bosque degradado pos fuego de ciprés con o sin ganado.

En los Bosques Andino Patagónicos de Argentina se plantea que, dado su extensión latitudinal y diversidad de clima y de procesos de ocupación histórica, en términos de restauración se debería analizar separadamente Patagonia norte (PN, 35° a 46 x°S) y Patagonia sur (PS, 46 ° a 54 °S), dado que presentan diferentes factores de degradación (Rovere *et al.,* 2016). En PN los factores de degradación más relevantes son: incendios forestales, herbivoría por animales domésticos, forestaciones de exóticas y urbanizaciones. La fuerte presión antrópica vuelve imprescindible la restauración activa (RA), mediante reforestaciones, regeneración natural y clausuras que eviten el pastoreo de renovales. Los bosques de PS presentan un buen estado de conservación, poseen amplias áreas protegidas o bosques primarios y baja densidad poblacional. Sin embargo, actividades humanas directas (aprovechamiento forestal no planificado) o indirectas (expansión de especies animales exóticas) degradan el bosque primario. Estos impactos pueden requerir, o no, de acciones de restauración pasiva (RP) en cortas moderadas con o sin ganado, tanto como de RA, en embalses generados por castores, incendios y ganado, aprovechamiento forestal y sobrepastoreo, por ejemplo.

El análisis exhaustivo y desarrollo de los puntos mencionados permitiría focalizar las acciones adecuadas para la restauración de los singulares ecosistemas presentes en los bosques templados de Patagonia

Como fuera mencionado más arriba, algunas formaciones boscosas de ciprés de la cordillera requieren de esfuerzos activos de restauración. En particular, en rodales degradados de ciprés donde se encuentran árboles adultos en baja densidad y cobertura arbórea menor a 40-50%, o donde se desarrolla un matorral mixto posfuego, se recomienda la restauración mediante plantación o enriquecimiento, con el objetivo de recuperar el potencial productivo del rodal (fig. 11.26). Experiencias en sitios xéricos y mésicos muestran muy buena supervivencia de plantines de ciprés (>80%) establecidos bajo coberturas arbóreas de entre 25 y 75% (Urretavizcaya *et al.,* 2018; Caselli *et al*., 2019). El diseño de plantación puede ser regular cuando la cobertura arbórea es mayor al 30%, así como en grupos o núcleos, imitando el modo natural de establecimiento de la regeneración (Urretavizcaya *et al.,* 2015; Loguercio *et al.,* 2016; Caselli, 2020). En rodales de menor cobertura también sería posible restaurar el potencial productivo mediante plantación, si se cuenta con sotobosque arbustivo o matorral desarrollado, que pueda servir de protección (efecto nodriza) para el establecimiento de ciprés. En estos sitios se recomienda ubicar los plantines próximos a los arbustos, al sur y sureste de los mismos, donde quedan protegidos de la radiación y de las altas temperaturas en época estival (Loguercio, 1997a; Urretavizcaya *et al.,* 2015; Loguercio *et al.,* 2016). Respecto al crecimiento de la especie en plantación se han determinado, en experiencias de más de 10 años de instaladas, incrementos en altura que varían de 15 a 25 cm año^{-1} en sitios xéricos, y de 25 a 40 cm año^{-1} en sitios mésicos (Urretavizcaya *et al.,* 2015).

En rodales afectados por fuego, por su parte, la restauración por plantación también es una pauta de manejo recomendada. En estos rodales la permanencia del dosel quemado beneficia significativamente la supervivencia de los plantines, no requiriéndose ningún tipo de control de vegetación, por lo menos durante los primeros años después del fuego (Urretavizcaya, y Defossé, 2019). Si se decide realizar una corta de recuperación en el bosque quemado y restaurarlo inmediatamente mediante plantación, se recomienda limitar la corta de los árboles quemados dejando un porcentaje en pie de distintos tamaños. Para otras especies del hemisferio norte se recomienda dejar al menos un 50% de cada clase diamétrica así como individuos con DAP >50 cm o mayores a 150 años (Beschta *et al.,* 2004). Mantener los árboles quemados tiene múltiples roles ecológicos en el paisaje en recuperación, incluido el suministro de hábitat para una variedad de especies, y el funcionamiento como un elemento importante en los procesos biológicos y físicos (Beschta *et al.,* 2004). En esos casos se puede comenzar a plantar finalizada la corta y asegurar la restauración del bosque quemado. En caso que la corta de recuperación fuera del total de árboles, se debería esperar la recuperación del estrato arbustivo que pueda actuar como facilitador para el establecimiento de *A. chilensis* o la utilización de protectores arbóreos que disminuyen el efecto de la radiación directa, como se ha determinado en sitios semiáridos (Urretavizcaya y Defossé, 2013).

11.5 Necesidades y vacíos de información para mejorar la gestión y los desafíos para el manejo sostenible de los bosques nativos

El manejo forestal sostenible debe desarrollar y sostener sistemas y prácticas silvícolas que generen productos de valor maderero, conservando la biodiversidad y todas las funciones y servicios ecosistémicos que los bosques proveen, permitiendo a la vez un retorno económico para el productor. Hemos llegado a la actualidad sin haber alcanzado modelos productivos que, partiendo de una base de planificación a nivel de paisaje, permitan promover el desarrollo regional forestal. Esto exige, con base en el conocimiento científico, promover un modelo productivo integral que articule todos los eslabones de la producción, desde el bosque y el productor hasta la generación de productos diversificados, con valor agregado en un ambiente de mercado y negocio forestal.

Promover el desarrollo de estos modelos requiere de información que aun no se encuentra totalmente disponble, por lo que resulta imprescindible identificar las necesidades de información en el corto y el mediano plazo para avanzar en este sentido. A continuación se detallan las mismas:

- Existen tipos forestales y regiones dentro de la Patagonia que ya cuentan con sistemas silvícolas sostenibles aun cuando los mercados no representan grandes volúmenes maderables (especies de *Nothofagus,* principalmente).Hay,

por otro lado, otros tipos forestales en donde, si bien existen propuestas de sistemas silvícolas, estos no tienen aplicación práctica. En todos los casos es imprescindible avanzar en lograr una mejor adecuación de los modelos silvícolas teóricos a la realidad del productor forestal (y el sector), que facilite su adopción, puesta a prueba y mejora continua. En el caso de la lenga y los bosques mixtos, promover a nivel regional un manejo sostenible en términos económicos y ecológicos, promoviendo la regeneración del dosel y la conservación de las especies vulnerables. En el caso del ñire, continuar con la implementación de propuestas de manejo silvopastoril, extiendo su aplicación a los diferentes ambientes donde crecen los ñirantales. En el caso del ciprés, promover la puesta en práctica de las propuestas silvícolas generadas, su expansión hacia tierras con mayor potencial para su crecimiento, y procesos de conversión a bosques mixtos y en cierto casos reemplazo en sitios en los que se encuentra severamente afectado por el denominado mal del ciprés por especies más aptas para suelos arcillosos o mal drenados, ñires y maitenes; o en muy productivos, como con el coihue; el ciprés se encuentra hoy en clara expansión en zonas de matorral, por lo que permitiría su progresivo reemplazo, en particular en áreas de suelo somero. En el caso del matorral, generar propuestas de manejo silvopastoril en el marco de planes de manejo y legislaciones específicas, mejorando el valor de mercado la leña cosechada mediante su procesamiento adecuado (secado, transporte, clasificación según calidad energética) y un plan de renovación del dosel remanente a largo plazo para favorecer aquellas especies consideradas de mayor valor ambiental y/o económico.

- Profundizar los estudios a nivel de ciclo completo de la regeneración de los bosques en todos los tipos forestales, analizando las potenciales respuestas a algunas de las limitantes (p. ej., fallas en la fertilización que derivan en frutos vacíos) de modo de mejorar las propuestas de manejo futuro al implementar potenciales medidas de mitigación.

- Ampliar los estudios de herbivoría, a fin de establecer estrategias de manejo, protección y restauración de los ambientes forestales impactados y aquellos en los cuales el manejo deba llevarse a con la presencia de ganado simultáneamente. Para algunas especies como la lenga, al presente las mayores preocupaciones se relacionan con el impacto del castor en los bosques ribereños de Tierra del Fuego y con los daños sobre la calidad futura de los renovales ramoneados por poblaciones de guanacos, ciervos colorados y ganado doméstico. En el caso de los bosques mixtos de ciprés de la cordillera es imprescindible generar propuestas de manejo silvopastoril sostenible a escala predial y regional para garantizar la sostenibilidad en el tiempo del recurso permitiendo a pobladores y productores continuar con el desarrollo de la ganadería en la región.

- Si todavía falta fortalecer los esquemas para la producción maderera específica, más retrasados nos encontramos en los diseños de procesos diversificados. Entre ellos, el más importante, es el modelo denominado silvopastoril o silvoganadero o de manejo del bosque con ganadería integrada (MBGI). En un país con fuerte idiosincrasia ganadera, el desafío de establecer modelos sostenibles de producción múltiple para cada región del país debe encaminarse en el corto plazo, pues allí residirá la disminución efectiva de la deforestación, la degradación de bosques y la pérdida de biodiversidad y productividad. El equilibrio entre herbivoría y regeneración es el eje de discusión del aspecto ecológico del modelo, mientras que la producción y el negocio componen la discusión económica y social del mismo.

- Documentar la existencia de todas las parcelas de manejo existentes a la fecha, su historia previa y estado actual para analizar necesidades de establecimiento de nuevas parcelas experimentales que permitan ampliar el rango de edades de aplicación de distintos tratamientos silvícolas (clareos, raleos, podas) en un amplio rango de calidades de sitio y cubriendo las principales especies forestales a los fines de contar con información precisa sobre aplicación de sistemas de regeneración y tratamientos intermedios. Esto contemplaría ampliar las unidades experimentales y demostrativas de manejo a escala real (mínimo 3-5 ha) y asegurar su permanencia y monitoreo en el largo plazo.

- No se podrá tener éxito en la aplicación de modelos productivos específicos o diversificados si no hay un esquema metódico, sistemático y ordenado de monitoreo o seguimiento. El seguimiento de las acciones es la retroalimentación vital de los procesos de manejos adaptativos.

- Ampliar los conocimientos de biodiversidad en los bosques de la región, principalmente la microdiversidad (insectos, musgos, hongos), así como de la autoecología de las especies vulnerables, y del impacto de las especies exóticas sobre la biodiversidad de especies nativas. Si bien en algunos tipos forestales como la lenga se ha avanzado mucho al respecto, en el resto de los tipos forestales la información actual es escasa.

- Determinar el ensamble de la biodiversidad a nivel de paisaje, identificando la vulnerabilidad de las especies y la existencia de áreas con alto valor de conservación. En este contexto, se debería evaluar qué porcentaje de la biodiversidad se encuentra representada efectivamente dentro y fuera de la red de áreas protegidas de la región.

- Es necesario poner en marcha planes de manejo en el sector público y privado para evaluar en el mediano y largo plazo. En todos los casos, los mejores resultados serían trabajar a una escala operacional, fomentando y profundizando la investigación inter y transdisciplinaria, y estableciendo indicadores (ecológicos, forestales, sociales y económicos) a fin de implementar monitoreos basados en estudios a largo plazo y cuyo objetivo sea la sostenibilidad del manejo forestal y la conservación a nivel de paisaje, implementando medidas de mitigación y/o restauración cuando sea necesario.

- Frente a la incertidumbre y evidencias que ofrece el cambio climático (CC), es fundamental ampliar los estudios de ecología, manejo y conservación en bosques cubriendo todos los gradientes ambientales, a fin de establecer líneas de base para la toma de decisiones, en particular con la definición de esquemas de mitigación y adaptación a los impactos del CC. Estos estudios deberían incluir análisis temporales de la dinámica forestal entre los distintos tipos de vegetación, pues ellos constituyen un indicador del CC y con ello en una variable de análisis necesaria a la hora de establecer estrategias de conservación a escala de paisaje y/o de cuenca.

- Aportar conocimiento para la elaboración de recomendaciones para mitigar y/o prevenir procesos de degradación. Los bosques efectivamente utilizados para la producción de madera son una parte pequeña de la superficie de bosque nativo. Hay procesos de degradación del bosque en superficies muy grandes, que exceden las áreas impactadas antrópicamente de manera directa. Es necesario avanzar en el conocimiento de los diferentes procesos de degradación, sus agentes asociados, como la herbivoría, los incendios, las invasiones biológicas, y sus interacciones.

Los bosques patagónicos se encuentran entre los de mejor estado de conservación dentro de la Argentina, desde el punto de vista de la conservación de los procesos ecosistémicos y del ensamble de la biodiversidad que soportan. Parte de esto se debe a que también son los que se encuentran mejor representados en áreas protegidas. Por otro lado, un porcentaje importante de la cosecha se realiza sobre bosques primarios sin intervención forestal previa. Eso ha permitido, principalmente en las últimas décadas, que en algunas provincias, como Tierra del Fuego, se puedan ir ensayando diferentes propuestas silviculturales de acuerdo a los cambios en la percepción social, requerimiento de las empresas o simplemente bajo un manejo adaptativo (p. ej., cambios en los porcentajes de corta y/o retención) (Gea *et al.,* 2004). Paralelamente, ha permitido tener una mejor certeza de los atributos (p. ej. conservación o provisión de diferentes servicios ecosistémicos) que ofrecen los bosques con bajo grado de disturbio de origen antrópico (directo o indirecto) (Lencinas *et al.,* 2005, 2008a, 2008b), a la hora de realizar líneas bases de comparación para la evaluación de nuevas propuestas silvícolas. Por otra parte, el interés que estos bosques han despertado en los investigadores forestales ha permitido que los bosques patagónicos se encuentren entre los más estudiados de Argentina y Latinoamérica. Sin embargo, esto representa una porción minoritaria en relación al resto de los bosques de la región donde aún no se han desarrollado estos escenarios.

En este contexto, existen grandes desafíos silvícolas para los bosques de la región patagónica dados por la coyuntura socioeconómica y socioecológica que influyen en el manejo sostenible de los mismos. Entre ellos podemos citar:

- Una política regional: lograr una real articulación entre los diferentes actores del sector forestal, tanto privado (productores, empresas) como público (estados provinciales y nacionales, universidades, organismos de investigación, desarrollo y extensión), para elaborar una política regional común. A partir de esta, promover que la investigación científica y mecanismos participativos que brinden las herramientas necesarias para alcanzar un manejo sostenible en el marco de trabajo de los diferentes actores del sector forestal sobre la base de las demandas y necesidades concretas de este. Una clara política sectorial y conocimiento científico aplicado son indispensables para promover el manejo forestal sostenible de los bosques.

- Cosecha y abandono, o manejo sostenible: Los bosques patagónicos se han cosechado pensando en implementar sistemas de regeneración y/o cortas preparatorias, pero en general se ha terminado en un abandono. En este contexto, los bosques intervenidos han vuelto a una dinámica natural, cuya dirección y dinámica han quedado definidas por la magnitud de impacto recibido. Es por ello que la mayoría de los bosques cosechados se han convertido en bosques secundarios con diferente grado de disetaneidad, y en su mayoría empobrecidos económicamente ya que los mejores ejemplares fueron cosechados en la primera intervención sin cuidar ni favorecer los mejores ejemplares de tamaño precomercial en cada corta (además de establecer regeneración donde sea necesario). De no revertirse esta situación, es muy difícil lograr una silvicultura a turno completo (p. ej. turnos entre 100 y 150 años para la mayoría de los *Nothofagus*). La historia de manejo forestal en nuestro país ha demostrado que no se respetan planificaciones de largo plazo. Cuando en un plan de manejo se prescriben con todo detalle manejos silvícolas que requieren una gran inversión y que alguien financiará y aplicará en el futuro, se tiende a pensar que esos tratamientos no se aplicarán nunca (y la historia le da la razón). Entonces, es preferible asumir que solo habrá aplicación de silvicultura cuando simultáneamente haya cosecha, y ambas actividades se controlen simultáneamente.

- Productos comerciales y distancia a los mercados: ubicar productos de baja calidad (p. ej. madera corta o con defectos) así como la elaboración de productos manufacturados (p. ej. pellets o tableros de partículas) o insumos para la industria secundaria (p. ej. astillas), son la clave para poder implementar alternativas silvícolas a lo largo de un ciclo de manejo de un bosque regular. Sin que se puedan ubicar esos productos, es imposible pensar en cubrir los costos de las intervenciones (p. ej. al menos tres raleos sin productos comerciales), siendo en ese caso necesario subsidios que muy difícil puedan ser cubiertos por los privados o el Estado. La distancia de los mercados es la principal desventaja a la hora de considerar la implementación de alternativas silvícolas a una escala temporal y de paisaje que haga posible cualquier propuesta silvícola.

- Adaptar el bosque al aserradero o el aserradero al bosque: uno de los mayores desafíos de la silvicultura ha sido cambiar este paradigma donde las empresas solo tomaban del bosque determinados productos forestales (p. ej. 40 m^3. ha^{-1} en bosques de lenga de calidad de sitio media, dejando de lado más de 200 m^3. ha^{-1} de material potencialmente aserrable en el bosque). Esta tendencia se revirtió en los últimos 20 años en Tierra del Fuego, pero aún es el principal escollo a la hora de querer implementar cualquier prescripción silvícola.

- El paradigma de la conservación: en aquellos tipos forestales y regiones de la Patagonia donde los bosques son gestionados bajo sistemas silvícolas, la cosecha se encuentra entre los que mantienen el mayor grado de retención del mundo (Lindenmayer *et al.,* 2012; Gustafsson *et al.,* 2012), y la retención está en relación directa con el grado de conservación de los bosques cosechados y/o bajo manejo. Incluir una matriz de conservación dentro de la planificación silvícola implica un doble desafío, para lograr, por un lado, la mantención de la biodiversidad y la provisión de los servicios ecosistémicos *in situ,* y por el otro, agregar la mínima cantidad de costos incrementales a la cosecha (Martínez Pastur *et al.,* 2007). Estos desafíos se han ido experimentando e implementando a gran escala en algunos sectores de los bosques de lenga al definir un patrón determinado de retenciones (agregada más dispersa) (Martínez Pastur *et al.,* 2009), pero quedan muchos aspectos por definir (p. ej., corredores, tamaño de los agregados, investigación en otros grupos de animales). Aun más, es necesario trabajar sobre la factibilidad de este manejo silvicola en otros tipos forestales. En cualquier caso, será necesario siempre legislar sobre la obligación de implementar planes de conservación basados en retenciones a nivel de mesoescala (predios, reservas, tranzones) y microescala (rodal) para aumentar la capacidad de conservación de los bosques bajo manejo, así como la protección de estas retenciones en el tiempo. Asimismo, son necesarios estudios más profundos en algunas interacciones y funciones del bosque, para evitar caer en falsas conclusiones que llevan a prácticas silvícolas innecesarias (p.ej. interacciones entre el guanaco y la regeneración en los bosques de Tierra del Fuego) (Martínez Pastur *et al.,* 2016).

Manejo de bosques con o sin ganadería integrada: la ganadería es el principal uso del bosque en término de superficie utilizada y personas involucradas. El paradigma académico considera que el manejo silvícola es totalmente inviable con ganado en el bosque. Esto ha generado importantes controversias con productores y pobladores y focalizado los

esfuerzos (y estudios científicos) en la exclusión del ganado, y no en la elaboración y/o adaptación de prácticas silvícolas apropiadas para esta situación de alternativas productivas multipropósitos. Este es uno de los desafíos más importantes que debe enfrentar la silvicultura, ya que la inclusión de otras alternativas productivas a lo largo del ciclo del manejo forestal (por ejemplo no solo la ganadería, sino también la recreación y la utilización de productos forestales no madereros) es necesaria para la implementación de alternativas silvícolas en el largo plazo. Y no necesariamente debe ser un tema ligado al aprovechamiento maderero del bosque, sino que es un tema en sí mismo, que deberá ser regulado aun en bosques sin uso forestal. Hasta ahora la idea es que son excluyentes, y hay ejemplos en los cuales la combinación de ambas terminó en degradación. Pero también hay ejemplos donde, con la carga adecuada, los daños son tolerables. Esta es un área de trabajo que hay que explorar, tenemos respuestas técnicas para bosques medianos y altos de ñire, pero no para otros tipos forestales.

- Desarrollo local ambientalmente sostenible: promover el manejo forestal sostenible de los bosques y tierras forestales productivas, para promover el desarrollo local, el reemplazo de materias primas no renovables, y el uso de los recursos locales evitando los pasivos ambientales por el transporte.

- El clima influye, el bosque cambia: el cambio climático influye significativamente en los ambientes extremos, como lo son los bosques patagónicos. Es posible observar cómo los bosques se desplazan y son desplazados, o cómo son modificados con los cambios climáticos o los eventos extremos. Es un desafío pendiente el adaptar el uso del bosque y el manejo silvícola a estos cambios, que muchas veces ocurren en períodos de tiempo menores a los ciclos de manejo y/o de dinámica natural (p. ej., los cambios climáticos observados entre 1970-2000 generaron cambios en los patrones de crecimiento y regeneración del límite altitudinal a lo largo de toda Patagonia; Sur *et al.*, 2016, 2018).

- Adaptar la silvicultura al sitio: no hay usos buenos y usos malos, sino usos que se adaptan mejor o peor a la dinámica y las condiciones locales de cada sitio, que son extremadamente cambiantes en la cordillera. Así, hay ejemplos de bosques que se han regenerado exitosamente tras talas rasas, o en floreos con pastoreo, mientras que en otros con una presión mucho menor de los mismos agentes, el resultado fue la degradación del bosque. Entender las variables que llevan a distintas respuestas de largo plazo del bosque es fundamental para diseñar sistemas silvícolas superadoras.

- De la realidad a la teoría: los bosques, en muchas ocasiones, representan sistemas muy heterogéneos y se presentan como un continuo en el que difícilmente se pueden definir rodales homogéneos en términos estructurales. Es decir, la situación inicial está muy lejos de la que plantean los libros clásicos y de la que se encuentra un forestal europeo y en muchos casos americano. Avanzar hacia estructuras más homogéneas no es necesariamente el camino a emprender. Además, la única manera de "homogeneizar" la estructura es a través de cortas muy drásticas que no siempre se adaptan bien a la especie y/o al sitio. Es decir, en muchos casos debemos aprovechar la heterogeneidad para generar normas silvícolas de aplicación general según la valoración que el productor y la sociedad den a diferentes servicios y productos del bosque.

- El manejo silvícola como aliado de la recreación: turismo, la tendencia es a pensar que esta actividad debe necesariamente excluir la producción forestal. El objetivo del manejo forestal es opuesto a esto. El manejo sostenible y las prácticas silvícolas que de este se desprenden, deberían garantizar, como objetivo principal, la producción de bienes y servicios para varios sectores de la sociedad, incluyendo la recreación. Es así que generar bosques atractivos para el turismo no debe estar necesariamente en contra de la producción forestal sino por lo contrario, debería ser uno de sus principales soportes. Un claro desafío del manejo forestal en Patagonia debería ser fomentar un turismo activo y hacer el bosque más accesible a más gente, y para ello es necesario que avanzar en planificar ambas cosas desde el inicio.

CUADRO 1

El manejo biocultural de los bosques de *Araucaria araucana*

Ana H. Ladio
Instituto de Investigaciones en Biodiversidad y Medioambiente (INIBIOMA), Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET).

Araucaria araucana (Pewén) constituye uno de los recursos forestales de uso alimentario más importante de la Patagonia, sin embargo es una de las especies más amenazadas. En Argentina, se presenta desde la Cordillera de los Andes hasta zonas ecotonales con la estepa, donde forma poblaciones pequeñas y disjuntas (Veblen *et al*., 1995). Parte de los bosques de Pewén están protegidos en el Parque Nacional Lanín siguiendo un modelo de co-manejo con comunidades Mapuche Pewenche (gente del Pewén en lengua Mapudungun) (Sanguinetti, 2008).

La especie ha sido base de la soberanía alimentaria de los pueblos Mapuche Pewenche y de sus ancestros implicando un modelo de co-evolución que poco ha sido considerado (Reis *et al*., 2014). Los piñones, ricos en aminoácidos azufrados como la metionina y la cisteína, han sido su alimento fundamental generando un vínculo bioquímico directo entre la gente y dicha especie. Además, los bosques han sido utilizados indirectamente como lugares de caza en su época de fructificación dado que son escenarios de atracción para la fauna. Es por esto, que hasta el día de hoy, los bosques de Pewén poseen un fuerte significado cultural y simbólico para los Pewenche que han convivido con sus bosques desde antes de la llegada del hombre blanco a la región.

En concordancia con evidencia empírica de otros sistemas boscosos que revelan que la acción de comunidades originarias ha favorecido la distribución y abundancia de especies arbóreas comestibles (Levis *et al*., 2017), se propone que para el caso del Pewén las prácticas humanas han sido claves en su expansión territorial. Sin embargo, la información fragmentaria hasta el momento existente, y la drástica disminución de su área de cobertura por explotación no sostenible, deja todavía algunos puntos en blanco. Se señalan 5 componentes que sustenten esta idea:

1- Una historia de evolución conjunta

Varios registros arqueológicos y palinológicos muestran que la especie alcanzó toda la extensión de su ocurrencia en el Holoceno, alcanzando con mucha rapidez su máximo entre 4000 y 3000 AP (Villagrán, 2001), período que coincide con la mayor acción y/o ocupación humana en dichos bosques (Reis *et al*. 2014). Este escenario de co-existencia ha sido también señalado para *Araucaria angustifolia* en el Sur de Brasil dando cuenta de la importancia en considerar este tipo de trayectorias desde una visión biocultural (Reis *et al*., 2014, 2018).

2- Una relación de cuidado mutuo entre el Pewén y su gente

El Pewén es una planta sagrada para los Mapuche-Pewenche, creada por una de sus divinidades ("Gwenachen") para alimentar a su gente, visión que se corrobora en numerosas leyendas y mitos de origen. Esta cosmovisión, atestigua que el paisaje del Pewén es percibido como una unidad biocultural indisoluble con su gente y donde las personas en retribución deben cuidarlo, protegerlo y respetarlo para propiciar alimento a las futuras generaciones. Esta fuerte conexión se reafirma anualmente en festividades dedicadas a *A. araucana* denominadas "Ngillatunes". En esta conmemoración tradicional se renueva el compromiso de cuidado mutuo entre la especie y las personas con ofrendas, rezos y cantos que se realizan hasta el día de hoy en comunidades Mapuche de Chile y Argentina (Ladio y Molares, 2017).

3- Un recurso alimentario con una valorada adaptabilidad ecológica

La combinación de su alta calidad nutricional y de sus características ecológicas en cuanto a su amplia adaptabilidad a disturbios, señalan al Pewén como un recurso sumamente atractivo para el manejo humano, y los pueblos locales han sido grandes conocedores de estas virtudes. El Pewén presenta mecanismos de regeneración sexual y / o asexual a partir de rebrote de raíces y tocones (González *et al*., 2006), su área de ocurrencia incluye a un amplio rango de ambientes, con precipitaciones que pueden ir de 4.000 mm hasta 900 mm anuales (Veblen *et al*., 1995). Sus semillas grandes poseen dispersión barocórica, de modo que la acción de la fauna, principalmente loros (*Enicognathus ferrugineus*), es restringida a largas distancias (Sheperd *et al*., 2008). Otra característica importante es su resistencia a incendios forestales, los individuos adultos soportan fuegos y actividad volcánica debido a su gruesa corteza (Veblen *et al*., 1995; González *et al*., 2006). Las poblaciones locales supieron adaptarse a dicha dinámica sucesional, articulando culturalmente todas sus prácticas de supervivencia en pos de la mayor disponibilidad de alimento.

4- Cultivo de semillas, tolerancia y cuidado de arboles adultos en tierras comunitarias.

Desde tiempos ancestrales los Pewenche, como parte de sus prácticas tradicionales de recolección, cultivan en otoño semillas de Pewén bajo el dosel donde colectan piñones todos los años (Herrmann, 2006; Ladio y Morales, 2017).

Esta práctica cultural posee una connotación espiritual muy elevada, y se enmarca en un modelo de crianza mutua que implica acciones de reciprocidad que promueven la persistencia de la especie. Del mismo modo, los árboles de Pewén son tolerados, es decir dejados en pie, ante situaciones como la construcción de caminos, casas o huertos (Ladio y Morales, 2017). La vigilia constante del estado de conservación de los bosques y la recolección sostenible (a escala familiar) es una guía ética (Rozzi, 2012) que se trasmite de generación en generación entre los Pewenche y que forma parte de su patrimonio cultural.

5- El trasporte de semillas a largas distancias y su almacenamiento tiene una larga historia cultural.

Existe evidencia de prácticas de transporte de los piñones a más de 100 km, principalmente hacia el este de su distribución, asociadas a movimientos trashumantes de las poblaciones Pewenche y otros grupos originarios de la Patagonia extraandina (Ladio y Lozada, 2004). El abastecimiento de piñones a poblaciones alejadas de los bosques está presente tanto en el registro arqueológico, etnohistórico como etnobotánico (Reis *et al*., 2014). Además, el enterramiento de semillas para almacenamiento de emergencia ha sido señalado como una práctica de reaseguro, así como la implantación intencional de bosquetes alimentarios en distintas partes del mundo (Levis *et al*., 2017). En el caso del Pewén, ambas prácticas de transporte y almacenamiento se asociarían al cultivo deliberado y/o germinación no intencional de sus semillas en rutas y sendas antiguas de comunicación, áreas de descanso y/o áreas domésticas

(Reis *et al*., 2014). En este sentido, los estudios genéticos con el Pewén no se contraponen a esta esta idea porque no se han encontrado en las poblaciones efectos de aislamiento por distancia (Machielli *et al*., 2009). Además, se han registrado elevados valores del índice de fijación F (Gallo *et al*., 2004), datos que acompañan la idea del establecimiento de nuevas poblaciones de Pewén por causa de la movilidad y uso humano.

El Pewén en un mundo cambiante.

Mayores estudios serán necesarios en esta temática, pero sin dudas, el caso del Pewén desde esta aproximación biocultural nos invita a reflexionar sobre los modelos de conservación de la biodiversidad imperantes desde mediados del siglo pasado hasta principios del siglo XXI. En ellos, ha primado la idea que la protección de los bosques es efectiva en áreas protegidas y, en la mayoría de los casos, que su cuidado solo es posible con la exclusión de las acciones humanas.

Paradójicamente, en estos modelos, los procesos ancestrales de adecuación del paisaje al interés humano no son considerados. Esta mirada ha propiciado interpretaciones erradas acerca de los ecosistemas dado que no se ha tenido en cuenta el rol de las sociedades originarias en la construcción de los bosques.

Preocupantemente, los fuertes cambios socio ambientales en el sistema del Pewén en los últimos siglos, debido al genocidio y/o exclusión de sus poblaciones originarias, la presión de la ganadería, la invasión de pinos y jabalíes, y, actualmente, el cambio climático y el aumento de la presión de comercialización de los piñones, ponen en riesgo estos procesos de cuidado mutuo, y por ende la conservación de la especie.

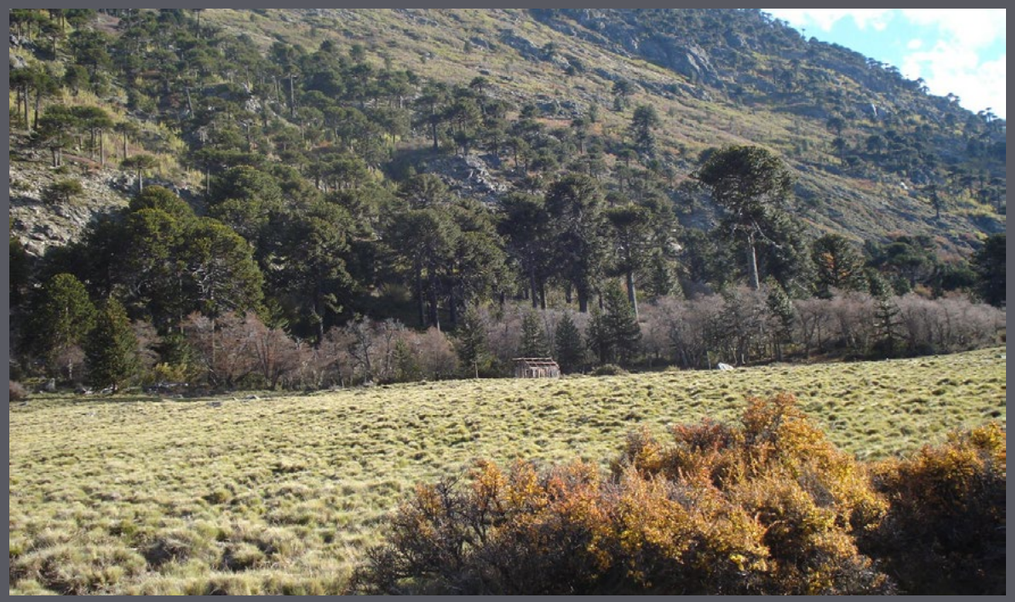


Figura 11.27. Bosques de Pehuén (*Araucaria araucana*) en la comunidad Mapuche Ruka Choroy (Parque Nacional Lanín). (Foto: A. Ladio).

CUADRO 2

El factor genético en la regeneración asistida

Mario J. Pastorino
Unidad de Genética Ecológicay Mejoramiento Forestal,Estacion Experimental, Agropecuaria Barilloche, Instituto Nacional deTecnología Agropecuaria (INTA). Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET)

La regeneración asistida involucra la producción de plantas en un vivero la posterior plantación en el bosque intervenido. Ineludiblemente esta práctica conlleva la necesidad de elegir el acervo genético que se utilizará para la producción de plantines y que terminará estableciéndose en la próxima generación del bosque. Esta elección es crucial, ya que los acervos genéticos seleccionados tendrán un efecto determinante durante todo el ciclo de vida de los árboles implantados.

Al elegir nuestras fuentes semilleras debemos pensar en la adaptación al sitio de plantación, lo que se traducirá no sólo en la supervivencia de los plantines sino también en el desempeño general y crecimiento de los árboles durante todo su desarrollo. Una elección errónea puede llevar a procesos de mala adaptación que depriman el vigor de los árboles implantados y hasta comprometan su supervivencia (McKay *et al*., 2005).

La predicción de la adaptabilidad comúnmente se basa en analogías entre las condiciones ambientales del sitio de origen y las del sitio de plantación, al menos hasta tanto se establezcan ensayos de orígenes que prueben en forma científica esa adaptabilidad predicha. Los procesos adaptativos son dirigidos por las variables ambientales claves del sitio de implantación, pero debe tenerse en cuenta que comúnmente no responden a sus valores medios sino a los extremos. En este sentido, resultan más importantes las mínimas y máximas absolutas registradas en eventos de baja recurrencia. Así, una sequía atípica o una helada excepcional pueden causar la mortalidad de todos los ejemplares plantados aunque su crecimiento hasta el momento (tal vez por años) haya sido adecuado.

Por otro lado, la mala elección del acervo genético puede tener un efecto perjudicial no sólo en la masa implantada, sino también en los bosques circundantes pre-existentes. El uso de un acervo genético de otra región genera el riesgo de "contaminación genética" (Bischoff *et al*., 2010), o sea la introgresión de genes "exóticos" (no locales) en las masas espontáneas. Este proceso puede darse tanto por medio de la polinización libre como por la dispersión natural de semillas, y su efecto se torna irreversible, pudiendo conducir a la pérdida irrecuperable del acervo genético local. La mezcla de genes exóticos con nativos puede producir el efecto de "depresión por exogamia" (Fenster y Galloway, 2000), por el cual generaciones híbridas avanzadas expresan una aptitud reproductiva inferior a la de los parentales, aun cuando se haya verificado vigor híbrido en la primera generación de hibridación.

Para evitar riesgos de mala adaptación y de contaminación genética rige como principio de precautoriedad el uso de semilla de origen local. Sin embargo, la estrategia de regeneración asistida suele elegirse justamente cuando la productividad seminal del bosque intervenido es insuficiente, o sea que no es posible obtener semilla de origen local. El uso de semillas de orígenes exóticos lleva a la necesidad de identificar grupos de poblaciones que tengan una raíz genética común y un acervo genético adaptativo similar, de modo de orientar la

transferencia de semillas de una población a otra minimizando los riesgos de mala adaptación y contaminación genética.

A través de estudios de genética de poblaciones con marcadores moleculares o ensayos de campo, pueden definirse Zonas Genéticas (ZG) y Regiones de Procedencia (RP). Una ZG es un grupo de poblaciones naturales con continuidad geográfica que guardan cierta similitud genética verificada conmarcadores moleculares, mientras que una RP es un grupo de poblaciones de una misma ZG de las cuales se esperan similares respuestas adaptativas, según haya sido comprobado con marcadores adaptativos y/o caracteres cuantitativos a través de ensayos, o haya sido inferido por compartir condiciones ambientales homogéneas. La definición de estas unidades operativas de manejo genético resulta útil para evitar el uso de orígenes pertenecientes a una ZG o RP distinta a la local. En Argentina sólo se han definido RP para ciprés de la cordillera (figura 11.28; Pastorino *et al*., 2015), y ZG para roble pellín, raulí (Azpilicueta *et al*., 2016), lenga y ñire (Soliani *et al*., 2017).

Además del origen, es necesario tener en cuenta también el procedimiento de la cosecha de semillas en sí mismo (Pastorino *et al*., 2001). Para asegurar un mínimo aceptable de diversidad genética en la producción de plantines, el número de árboles cosechados comúnmente no debe ser inferior a 20 en un mismo bosque. Asimismo, también resulta importante su distribución. Las semillas de un árbol se dispersan mayormente en su entorno próximo, lo que determina que los árboles cercanos tengan mayor probabilidad de estar emparentados. Debe entonces guardarse una distancia mínima entre árboles de cosecha (comúnmente 30 m) para minimizar la probabilidad de incluir parientes en la muestra, lo que reduciría su variabilidad genética y consecuentemente la adaptabilidad de los plantines que regenerarán al bosque.

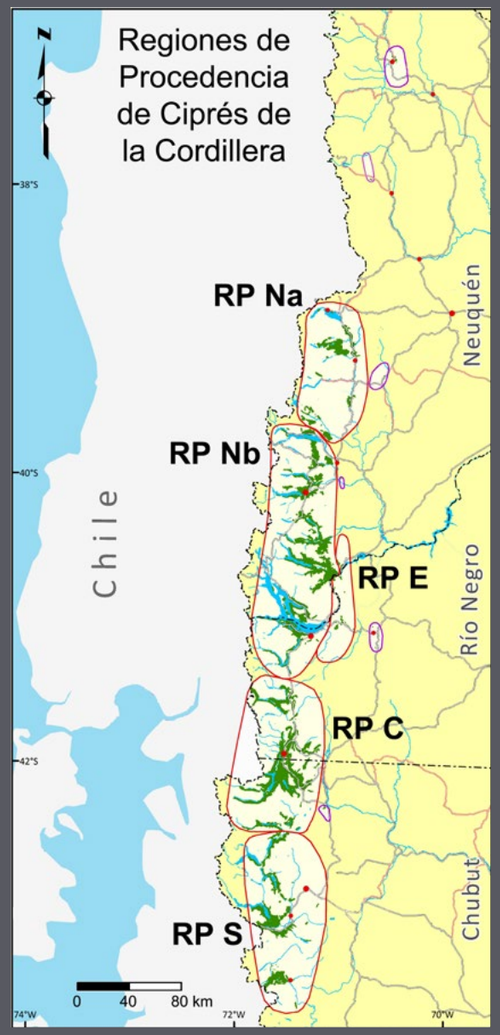


Figura 11.28. Regiones de Procedencia de Ciprés de la Cordillera en Argentina (Norte alto, Norte bajo, Este, Central y Sur). Los polígonos pequeños corresponden a unidades operativas de manejo genético de menor importancia denominadas "procedencias de área restringida".

CUADRO 3

Silvicultura adaptativa aplicada a los bosques de ciprés de la cordillera

Gabriel. Loguercio[1], María F. Urretavizcaya[2]
[1]Centro de Investigación y Extensión Forestal Andino Patagónico (CIEFAP); [2]Centro de Investigación y Extensión Forestal Andino Patagónico (CIEFAP), Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET).

En la actualidad, se considera adecuado introducir una nueva visión para el manejo de los bosques de ciprés de la cordillera, dada su heterogeneidad estructural, la influencia de cambios debidos a necesidades y preferencias sociales, de mercado, así como los más inciertos debidos al cambio climático. Las nuevas tendencias resaltan la importancia de mantener variabilidad dentro y entre rodales como herramienta de adaptación de los ecosistemas frente a los cambios (O´Hara y Ramage, 2013), y de esta forma, proveer más capacidad de resistencia y/o resiliencia, con incidencia directa sobre la sustentabilidad productiva y otros servicios ecosistémicos (Puettmann *et al*., 2012; Messier *et al*., 2013; O´Hara y Ramage, 2013). Es así que en lugar de un sistema silvicultural tradicional con objetivos rígidos de largo plazo se proponen criterios y pautas silvícolas con metas de mediano plazo, que procuran una mejora paulatina del bosque enmarcada en un manejo adaptativo. En ese sentido se consideran tres situaciones principales en las cuales es necesario analizar primeramente la estructura y posteriormente definir la silvicultura para los bosques dominados por ciprés: rodales sanos y rodales enfermos.

Silvicultura de rodales sanos

Para iniciar el manejo de los bosques sanos de ciprés se proponen criterios de evaluación para la toma de decisiones de corta y otras labores silvícolas, tendientes a mejorar la calidad forestal a nivel de rodal. Se proponen estas pautas debido a que predominan latizales y fustales regulares en sitios húmedos, que no han alcanzado la fase madura, y en menor medida estructuras irregulares en sitios secos. Los criterios de diagnóstico para la toma de decisiones silvícolas a nivel de rodal son la forma y la distribución de los mejores individuos, la estabilidad de los árboles, y la densidad y el estado de la regeneración natural. Para mejorar la calidad tecnológica del rodal se deberían efectuar raleos o cortas parciales eliminando aquellos individuos de mala forma, para favorecer los de fuste recto, ramas finas en su parte baja y buena vitalidad como copa grande y de color verde intenso (Burschel y Huss, 1997). Se debería también realizar una poda baja para un mejor acceso al rodal y para cortar la continuidad vertical del combustible y reducir el riesgo de incendios de copa. Si la conducción se inicia en rodales jóvenes (latizales) o grupos de árboles jóvenes en estructuras irregulares se pueden programar futuros levantes de poda hasta 5-6 m para producir madera libre de nudos (Schmidt, 1985; Loguercio, 1997b). Las futuras intervenciones reguladas por la densidad deben, consecuentemente, favorecer el incremento de los mismos árboles seleccionados y podados hasta su cosecha. La misma será mediante entresaca individual o en grupos en estructuras irregulares (Loguercio, 1997a) y aclareos sucesivos en rodales, o parte de éstos, en estructuras regulares (Chauchard y Barnaba, 1986; Bava y Gonda, 1993).

Si los rodales o grupos de árboles crecieron en fase temprana a muy alta densidad, los árboles presentarán una relación altura/DAP desfavorable (>80), por lo que debe resguardarse la estabilidad colectiva del rodal o del grupo (Loguercio, 1997b; Loguercio *et al*., 2016). Esta se mejora mediante raleos suaves y progresivos. En este sentido, es una ventaja que la madera de productos de pequeñas dimensiones de ciprés, como varillones, postes de alambrado y postes telefónicos tenga valor en el mercado. Por último, si los rodales presentan una ocupación deficiente, es decir cuando los espacios libres no pueden ser reocupados a través del crecimiento en 10 años, es necesario que se completen mediante regeneración natural y/o artificial. Para ello se requiere de la presencia de vegetación en el sotobosque con una cobertura de al menos 50% como protección para el establecimiento de los renovales de ciprés hasta que superen 50-100 cm de altura (Loguercio 1997a; Urretavizcaya *et al*., 2015, 2018).

Experiencias en rodales de ciprés de estructura regular e irregular, en superficies de 2 y 5 ha (respectivamente), donde se aplicaron los criterios descriptos, con intervenciones de intensidad baja a media (15-20% en volumen), presentaron una producción de 50 m^3 ha^{-1} de madera rolliza y postes, y de 10 a 20 m^3 ha^{-1} de leña. Los crecimientos post intervención alcanzaron 4 a 8 $m^3.ha^{-1}.año^{-1}$ (Loguercio, 1997b; Loguercio *et al*., 2018a), con ciclos de corta para dicha intensidad que podrían ajustarse entre 5 y 10 años.

Silvicultura de rodales enfermos

El principio de la sostenibilidad productiva del manejo forestal establece que el volumen de corta en la superficie bajo manejo no debe ser superior al crecimiento. En ese sentido se ha registrado que la mortalidad por el mal del ciprés y el crecimiento periódico han sido comparables, en promedio, en el orden de 3 a 4 m^3 ha^{-1} $año^{-1}$ (Loguercio, 1997b). Esto se debe, en parte, a que los árboles enfermos pueden sobrevivir muchos años antes de su muerte (Cali, 1996; Loguercio, 1997b; Loguercio y Rajchenberg, 2004; Amoroso *et al*., 2012a) y aportar a la producción del rodal junto a los individuos que ingresan en la primera clase diamétrica. Por otro lado, parte de los árboles residuales del dosel responden de manera positiva a la liberación de recursos producto de la mortalidad progresiva, pudiendo resultar, aunque variable, en un aumento de sus tasas de crecimiento (Amoroso y Larson, 2010a). Al sistema propuesto de intervenciones para rodales enfermos, acorde a los criterios que a continuación se describen, lo hemos denominado *Cortas de mejoramiento, recuperación y regeneración natural*.

La corta de mejoramiento, cuyo objetivo es mejorar la vitalidad y la calidad maderable media de los árboles remanentes del rodal, sin manejo silvicultural previo, se aplicaría en la primera intervención, pudiendo extenderse hasta la segunda. Se extraen los árboles mal formados de todos los tamaños, dado que su crecimiento no aporta a la producción maderable futura del rodal (solo para leña). La corta de recuperación, cuyo objetivo es no perder el valor comercial de los individuos afectados por el mal del ciprés, se ejecutaría mediante la extracción de los árboles solo después de su muerte. En caso que el nivel de afectación del rodal sea bajo, con predominio de árboles de calidad, se podrían extraer árboles con signos de afectación hasta un nivel de densidad de manejo, expresado en área basal (Amoroso y Larson, 2010b). Por último, la regeneración natural debe asegurarse donde sea necesario, por ejemplo en los espacios sub-ocupados en el rodal producidos por el mal del ciprés. Se debe conservar o promover una cobertura del sotobosque suficiente, similar a la indicada para bosques sanos, que brinde la protección necesaria a los renovales hasta que superen los 50-100 cm de altura.

Se establece así un ciclo de corta que considera un tiempo de descanso para la estabilización del sitio y un volumen comercial de las plantas muertas que justifique financieramente la intervención. A priori se sugiere un ciclo de entre 5 y 10 años. Como resultado de este manejo las estructuras, predominantemente regulares en los sitios húmedos, tenderán a transformarse paulatinamente en irregulares debido a la regeneración permanente que ocupará los espacios dejados por los árboles cortados.



Figura 11.29. Individuo de *A. chilensis* podado y sin competencia lateral. (Foto: Gabriel Loguercio, Maria F. Urretavizcaya).

CUADRO 4 [2]

La etnoagroforestería patagónica como desafío para una nueva SILVICULTURA

Ana H. Ladio
Instituto de Investigaciones en Biodiversidad y Medioambiente (INIBIOMA), Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET).

En los sistema productivos de los bosques Andino-Patagónicos coexisten plantas y animales silvestres y domesticados, los cuales son manejados por los campesinos con el fin de sostener, de acuerdo a sus posibilidades, servicios ecosistémicos y procesos socioculturales de interés (Ladio y Morales, 2014; Morales y Ladio, 2012). Entre los primeros, podemos destacar el mantenimiento de polinizadores, de dispersores de semillas, controladores naturales de plagas, atenuación y/o control de la erosión y retención del agua, sombra y mantenimiento de humedad adecuada para los cultivos y/o forrajes, presencia de elementos micorríticos y bacterianos, etc. (Moreno Calles *et al*., 2016). Entre los segundos, se destaca su valor identitario y cultural para la reproducción sus modos de vida (Ladio y Molares, 2017). Por lo tanto, estamos hablando de prácticas de agroforestería que incluyen a productos forestales madereros (PFM) y no madereros (PFNM) con valores materiales e inmateriales. La etnoagroforestería es definida como las formas de manejo del territorio que integran la deliberada retención o introducción de árboles y arbustos perennes en parcelas que han sido orientadas al uso agrícola (Moreno Calles *et al*., 2016). La etnoagroforestería patagónica no es nueva, incluye una lógica del uso del bosque pre hispánica, llevada a cabo por las comunidades originarias, principalmente Mapuche-Tehuelche, que se ha mixturado con nuevas lógicas de uso productivo del paisaje desde la llegada del hombre blanco. Sin embargo, el reconocimiento de los sistemas agroforestales patagónicos es dificultoso por la compartimentación existente en el estudio de todos sus componentes, y principalmente, por la falta de una visión integradora que los contemple como unidades clave de desarrollo local. Estudios realizados en la región en áreas de bosque dan cuenta de la existencia de sistemas agroforestales que brindan recursos multipropósito y que aportan a la resiliencia socioambiental (Morales y Ladio, 2012, Ladio y Morales, 2017). Estos sistemas pueden ser caracterizados por la existencia de subunidades: (a) los sistemas hortícolas, (b) las forestaciones peri domésticas y (c) la matriz silvestre y/o en manejo antrópico en donde están inmersos (a) y (b) y en la cual se practica principalmente la ganadería extensiva ovina, caprina o vacuna. Se describen brevemente:

(a) Sistemas hortícolas: Huertos y jardines ubicados en los alrededores de las casas en donde históricamente también los frutales han sido cultivados (guindo (*Prunus cerasus*), manzanas (*Malus domestica*), cereza (*Prunus avium*),etc.). Se cultivan unas 120-140 especies hortícolas en la región principalmente anuales y bianuales, siendo espacios fundamentales para la soberanía alimentaria y sanitaria. El 80-90% son especies exóticas de preponderancia mundial como la lechuga (*Lactuca sativa*), cebolla (*Allium cepa*), ajo (*Allium sativum*), haba (*Vicia faba*), papas (*Solanum tuberosum*), etc. También, varias especies nativas útiles de la Patagonia se cultivan o trasplantan *ex situ*, o son toleradas (es decir dejadas en pie) en los huertos, hasta ahora encontramos cerca de 20 especies nativas en esta condición, como el pehuén (*Araucaria araucana*), el pañil (*Buddleja globosa*), el michay (*Berberis microphylla*), entre otras (Ladio y Morales, 2017).

(b) Forestaciones peridomésticas: Son plantaciones de árboles exóticos que se llevan a cabo en el peridomicilio principalmente como alameda. Incluye principalmente a 9 especies diferentes, siendo las más importantes las especies de los géneros *Salix L.* (sauces) y *Populus L.* (álamos) (Cardoso y Ladio, 2011). Son un sistema de amortiguamiento fundamental, porque atenúan la temperatura, la lluvia, nieve y/o vientos. Además, constituyen un espacio vital de importancia social, delimitando la estructura hogareña y protegiendo la casa, siendo un lugar de encuentro familiar, además sirven para el aprovisionamiento de materiales leñosos para la construcción de corrales y cercos, y para el uso leñatero (aprovechamiento de restos de podas y ramas caídas). Algunos pocos campesinos poseen forestaciones de pino (*Pinus ponderosa, Pseudotsuga menziesii*, y/o *Pinus contorta*), fomentadas por organismos provinciales (Raffaele *et al*., 2014), que en general, se utilizan para leña y construcción, y no están debidamente manejadas.

(c) Matriz silvestre y antropizada: Amplias superficies de las parcelas bajo manejo ganadero extensivo a cargas fijas cuya composición de especies del bosque varía acorde con las condiciones ecológicas determinadas por gradiente ambiental, la tipología de productor y la carga ganadera . Sin embargo, en estos paisajes se pueden evidenciar islas o manchones de vegetación, franjas y/o árboles aislados que son tolerados, protegidos y/ promovidos especialmente por los productores. Estos agrupamientos no son al azar, y según nuestras investigaciones preliminares corresponden a remantes de bosque o matorral que poseen especies con alguna utilidad o servicio, principalmente comestible, medicinal, tintórea, leñatera, y/o de importancia mágico-religiosa. Un gran número de plantas nativas comestibles y/o medicinales son recolectadas en esta matriz, totalizando cerca de 200 especies, como el maytén (*Maytenus boaria*), el michay, el palo piche (*Fabiana imbricata*), y las exóticas como la rosa mosqueta (*Rosa rubiginosa*) y las manzanas silvestres (Ladio y Molares, 2017).

Potencialidades de los sistemas agroforestales

Las subunidades de los sistema agroforestales patagónicos están totalmente interconectadas y son co-dependientes entre si. Representan, en su conjunto, respuestas adaptativas a la incertidumbre, porque aportan al reaseguro de la disponibilidad de productos forestales madereros y no madereros sustanciales. Son espacios de diversificación porque reducen la presión sobre la vegetación local al repartir la presión de uso con especies vegetales exóticas. Por ende, deberían servir como guías para una nueva silvicultura sostenible, integral y multicultural.

CUADRO 5

Aspectos genéticos del manejo y restauración de ecosistemas boscosos en el bosque mixto de *Nothofagus*

Leonardo Gallo
Unidad de Genética Ecológica y Mejoramiento Forestal, Estacion Experimental Agropecuaria Barilloche, Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria (INTA).

La diversidad genética es la base de la adaptación a las variaciones ambientales espaciales y temporales y por lo tanto resulta imprescindible conservarla para otorgarle sustentabilidad a todo el ecosistema a lo largo del tiempo (Lowe *et al*., 2004). Es importante entonces que los gestores de bosques (planificador, ordenador territorial, silvicultor, etc.) entiendan la dinámica de la conservación y manejo de esa diversidad genética en las diferentes escalas espaciales y temporales en las que tiene lugar para poder tomar las decisiones correctas que la conserven y aumenten. La evolución de la diversidad genética responde a todas las interacciones que tienen lugar en esa complejidad. La interacción es tan estrecha entre todos los elementos del sistema boscoso que algunos autores hablan de la evolución genética del bosque como comunidad de organismos que incluyen especies animales, hongos, bacterias y vegetales, entre estas últimas los árboles (Whitham *et al*., 2006). Las decisiones que se tomen sobre el manejo del bosque impactaran en la disminución o el aumento de su diversidad genética y en los patrones de su distribución. En este panorama, la ordenación de los recursos genéticos forestales (FAO, CSFD, IPGRI, 2001) constituye por lo tanto un importante aspecto del Ordenamiento Territorial de los Bosques Nativos (OTBN) y también de la restauración de ecosistemas boscosos degradados (Thomas *et al*., 2014).

En los Bosques Andino-Patagónicos (BAP) existen numerosos ejemplos en los últimos años que han permitido determinar el patrón de distribución y la intensidad de la diversidad genética, y reconocer en su modelado a nivel regional la impronta de macro disturbios a nivel regional (ingresiones marinas, glaciaciones, vulcanismo, incendios, etc. (Marchelli y Gallo, 2004, 2006; Premoli y Kitzberger, 2005; Milleron *et al*., 2008; Premoli *et al*., 2012).

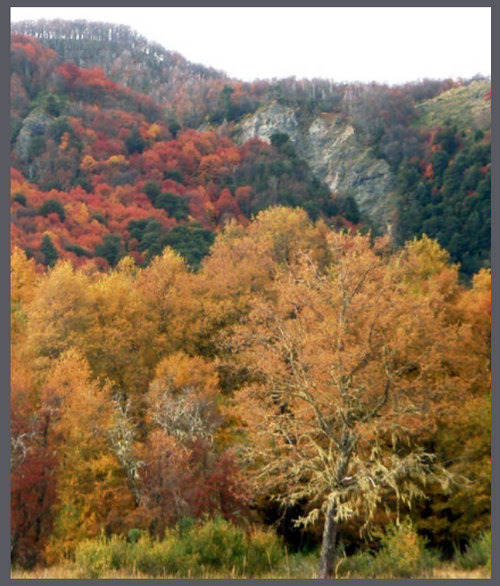


Figura 11.30. Bosque mixto de *Nothofagus* en la provincia de Neuquén. (Foto: Marcelo Peñalba).

En la región norte de los BAP en Argentina ocurre el bosque mixto de *Nothofagus (N. nervosa* (raulí), *N. obliqua* (roble pellín) y *N. dombeyi* (coihue)). En esta zona montañosa, los planes de ordenación forestal que determina y maneja el silvicultor generalmente tienen como límites geográficos los de una cuenca lacustre o fluvial, o parte de ellas. La cuenca es, por lo tanto, la unidad geográfica natural de un Plan de Ordenación. El relieve montañoso le imprime una heterogeneidad muy grande que se traduce en una alta variación genética con fuerte relación con gradientes ambientales e historia evolutiva de las especies.

A partir de 1993, se inicia en el INTA Bariloche, el primer programa orgánico de conservación, domesticación y mejora de especies forestales nativas para Patagonia (Gallo, 1993) que luego se extendió a otras regiones del país. En el marco de este programa se realizó un estudio inicial de la variación genética en rauli y roble pellín en colaboración con el PN Lanín (Gallo *et al*., 2000). Entre los muchos e interesantes resultados de este programa, se encontró que las poblaciones de mayor diversidad genética de cada especie correspondían, en el caso del raulí a la población de Hua-Hum, en el Oeste de la cuenca y con alta precipitación media anual, mientras que en el caso del roble, resultó ser la población de Curruhuinca-Bandurrias situada al Este y en el límite más xérico de esa cuenca. Se atribuyó la mayor diversidad genética encontrada a la ocurrencia de respectivos refugios durante la última glaciación (Marchelli y Gallo, 2004; Azpilicueta y Gallo, 2009). En el caso del raulí, la población de Hua-hum, al oeste de la cuenca, también fue la de mayor diversidad genética de la especie en Argentina, presentando además una gran variación en mediciones de características fenotípicas y el mayor crecimiento en diámetro a los 12 años de edad. El hallazgo sobre la mayor diversidad genética del raulí en Argentina en la cabecera oeste de la Cuenca Lácar, y la hipótesis de que ese sitio haya sido un refugio glaciario (Marchelli y Gallo, 2004) fue consolidada con estudios posteriores que encontraron que también en esa población se encuentra la mayor diversidad de especies de la cuenca (PN Lanín 2006, 2012). Ese bosque sujeto a ordenación y aprovechamiento forestal dentro del Parque, fue reconsiderado en función de su condición genética y por primera vez en el mundo se modificó el estatus de protección de un bosque en función de la importancia de su diversidad genética (Disp. 357/03, PN Lanin). La priorización de evaluación de los diferentes bosques del PN sujetos a aprovechamiento consideró como restricción de uso de estos bosques su alta diversidad genética y la posibilidad de que haya sido un refugio glaciario, siendo también muy novedoso que por primera vez se tuviera en cuenta este criterio dentro de un plan de ordenación forestal. Todas estas consideraciones fueron posibles gracias a que desde el comienzo, el proyecto de estudio de la diversidad genética fue gestado por silvicultores y genetistas forestales conjuntamente (Gallo *et al*., 2009). Por otro lado, se determinó que en el bosque mixto de *Nothofagus* una importantísima fuente de generación de diversidad genética es la hibridación interespecífica entre raulí y roble, y que el manejo silvícola que se realice de esos bosques debe considerar imprescindiblemente una adecuada proporción de especies para mantener el potencial evolutivo del ecosistema (Sola *et al*., 2016; El Mujtar *et al*., 2017).

Bibliografía

Aguilera-Betti, I., Muñoz, A. A., Stahle, D., Figueroa, G., Duarte, F., González-Reyes, A., Christie, D., Lara, A., González, M.E., Sheppard, P.R., Sauchyn, D., Moreira-Muñoz, A., Toledo-Guerrero, I., Olea, M., Apaz, P., Fernandez, A., 2017. The First Millennium-Age *Araucaria Araucana* in Patagonia. Tree-Ring Research 73, 53-56.

Albariño, R., 1999. Informe sobre la Obtención de Indicadores de Calidad de Sistemas Acuáticos de Montaña en relación a la Actividad Forestal. PIA 13/98, SAGPyA-INTA Bariloche, pp. 10.

Alfonso, J.L., 1941. El Pehuén, Araucaria o Pino del Neuquén en la Argentina. Ing. Agronómica 3, 1–14.

Alfonso, J.L., 1942. Los bosques de Tierra del Fuego. Revista Suelo Argentino 1: 47-51.

Alonso, O., Mutarelli, E., Orfila, E., 1968. Resultado de los tres primeros años del plan de investigaciones silviculturales y dasométricas necesarias para la organización económica de los bosques subantárticos argentinos. Revista Forestal Argentina 12, 3-31.

Allen, R.B., Mason, N.W.H., Richardson, S.J., Platt, K.H., 2012. Synchronicity, periodicity and bimodality in inter-annual tree seed production along an elevation gradient. Oikos 121, 367-376.

Amoroso, M.M., Daniels, L.D., 2010. Cambial mortality in declining *Austrocedrus chilensis* forests: implications for stand dynamics studies. Canadian Journal of Forest Research 40, 885-893.

Amoroso, M.M., Larson, B.C., 2010a. Stand development patterns as a consequence of the mortality in *Austrocedrus chilensis* forests. Forest Ecology and Management 259, 1981-1992.

Amoroso, M.M., Larson, B.C., 2010b. Can a natural experiment be used as a tool to design partial cutting regimes? The decline of *Austrocedrus chilensis* forests, an example. Journal of Forest Research 15, 38-45.

Amoroso, M.M., Daniels, L.D., Larson, B.C., 2012a. Temporal patterns of radial growth in declining *Austrocedrus chilensis* forests in Northern Patagonia: the use of tree-rings as an indicator of forest decline. Forest Ecology and Management 265, 62-70.

Amoroso, M.M., Suarez, M.L., Daniels, L.D., 2012b. *Nothofagus dombeyi* regeneration in declining *Austrocedrus chilensis* forests: Effects of overstory mortality and climatic events. Dendrochronologia 30, 105-112.

Amoroso, M. M. 2013. Recomendaciones de manejo para rodales de ciprés de la cordillera con sintomatología de "mal del ciprés": el estudio de la dinámica poblacional como línea de base. Actas del 4to Congreso Forestal Argentino y Latinoamericano, Misiones, Argentina.

Amoroso, M.M., Daniels, L.D., Villalba, R., Cherubini, P., 2015. Does drought incite tree decline and death in *Austrocedrus chilensis* forests? Journal of Vegetation Science 26, 1171-1183.

Amoroso M.M., Rodríguez-Catón M., Villalba R., Daniels L.D., 2017. Forest Decline in Northern Patagonia: The Role of Climatic Variability. En: Amoroso M.M., Daniels L.D., Baker P.J., Camarero J.J., (Eds.), Dendroecology: Tree-ring analyses applied to ecological studies. Springer, Berlin, pp. 400.

Amori, G., Gippoliti, S., 2001. Identifying priority ecoregions for rodent conservation at the genus level. Oryx 35, 158-165.

APN. 2012. Plan de gestión del Parque Nacional Lanín. Administración de Parques Nacionales. Buenos Aires.

Armesto, J.J., Rozzi, R., Smith-Ramirez, C., Arroyo, M.T.K. 1998. Conservation targets in South American temperate forests. Science 22, 11-13.

Ashton, P.M.S., Kelty, M.J., 2018. The practice of Silviculture: applied forest ecology, 10th ed. John Wiley & Sons, Inc., New York, pp. 776.

Atalah, A., Siefeld, W., Venegas, C., 1980. Antecedentes sobre el nicho trófico de *Canis g. griseus* Gray 1836 en Tierra del Fuego. Anales del Instituto de la Patagonia 11, 259-271.

Attis Beltrán, H., Chauchard, L., Dezzotti, A., Martínez Pastur, G., 2018. Modelo de crecimiento diamétrico de *Nothofagus nervosa* y su relación con el de *Nothofagus obliqua* y *Nothofagus dombeyi* en los bosques naturales de la Patagonia argentina. Bosque 39, 107-117.

Azpililcueta, M. M., Gallo, L.A., 2009. Shaping forces modelling genetic variation patterns in the naturally fragmented forests of a South American Beech. Biochemical Systematic and Ecology 4, 290-297.

Azpilicueta, M.M., Gallo, L.A., van Zonneveld, M., Thomas, E., Moreno, C., Marchelli, P., 2013. Management of *Nothofagus* genetic resources: definition of genetic zones based on a combination of nuclear and chloroplast marker data. Forest Ecology and Management 302, 414-424.

Azpilicueta, M.M., Marchelli, P., Gallo, L.G., Umana, F., Thomas, E., van Zonneveld, M., Aparicio, A.G., Pastorino, M.J., Barbero, F., Martinez, A., Gonzalez Penalba, M., Lozano, L., 2016. Zonas geneticas de rauli y roble pellin en Argentina: Herramientas para la conservación y el manejo de la diversidad genética. Ediciones INTA, Bariloche, pp. 52.

Bahamonde, H.A., Peri, P.L., Martínez Pastur, G., Lencinas, M.V., 2009. Variaciones microclimáticas en bosques primarios y bajo uso silvopastoril de *Nothofagus antarctica* en dos Clases de Sitio en Patagonia Sur. Actas I Congreso Nacional de Sistemas Silvopastoriles. Misiones, Argentina, pp. 289-296.

Bahamonde, H.A., Peri, P.L., Monelos, L.H., Martínez Pastur, G., 2011. Ecological aspects of regeneration from seeds of *Nothofagus antarctica* native forest in Southern Patagonia, Argentina. Bosque 32, 20-29.

Bahamonde, H.A., Peri, P.L., Alvarez, R., Barneix, A., Moretto, A., Martínez Pastur, G., 2012. Litter decomposition and nutrients dynamics in *Nothofagus antarctica* forests under silvopastoral use in Southern Patagonia. Agroforestry Systems 84, 345-360.

Bahamonde, H.A., Peri, P.L., Monelos, L.H., Martínez Pastur, G., 2013. Seed regeneration in native forests of *Nothofagus antarctica* under silvopastoral use in Southern Patagonia. Bosque 34, 89-101.

Bahamonde, H.A., Peri, P.L., Martínez Pastur, G., Monelos, L., 2015. Litterfall and nutrients return in *Nothofagus antarctica* forests growing in a site quality gradient with different management uses in Southern Patagonia. European Journal of Forest Research 134, 113-124

Bahamonde, H.A., Lencinas, M.V., Martínez Pastur, G., Monelos, L.H., Soller, R., Peri, P.L., 2018. Ten years of seed production and establishment of regeneration measurements in *Nothofagus antarctica* forests under different crown cover and quality sites, in Southern Patagonia. Agroforestry Systems 92, 623-635.

Baied, C.A., 1989. Transhumance and land use in the northern Patagonian Andes. Mountain Research and Development 9, 365–380.

Baker, S.C., Richardson, A.M.M., Seeman, O.D., Barmuta, L.A., 2004. Does clearfell, burn and sow silviculture mimic the effect of wildfire? A field study and review using litter beetles. Forest Ecology and Management 199, 433-448.

Baker, S.C., Grove, S.J., Forster, L., Bonham K.J., Bashford, D., 2009. Short-term responses of ground-active beetles to alternative silvicultural systems in the Warra Silvicultural Systems Trial, Tasmania, Australia. Forest Ecology and Management 258, 444-459.

Bailey Willis, J., 1914. El norte de la Patagonia. Naturalezas y Riquezas. Ministerio de Obras Públicas, Dirección General de Ferrocarriles, Argentina, pp. 500.

Bannister, J.R., Donoso, P.J., Mujica, R., 2016. La silvicultura como herramienta para la restauración de bosques templados. Bosque 37, 229-235.

Barrera, M.D., Frangi, J.L., Richter, L.L., Perdomo, M.H., Pinedo, L.B., 2000. Structural and functional changes in *Nothofagus pumilio* forests along an altitudinal gradient in Tierra del Fuego, Argentina. Journal of Vegetation Science 11, 179-188.

Bashford, R., Taylor, R., Driessen, M., Doran, N., Richardson, A., 2001. Research on invertebrate assemblages at the Warra LTER site. Tasforests 13, 109-118.

Bava, J.O., 1999. Aportes Ecológicos y Silviculturales a la Transformación de Bosques Vírgenes de Lenga (*Nothofagus pumilio* (Poepp. *et* Endl. Krasser) en Bosques Manejados en el Sector Argentino de Tierra del Fuego. Publicación Técnica Nº 29, CIEFAP, pp. 138.

Bava, J.O., Gonda, H.E., 1993. Propuesta silvícola preliminar de manejo para ciprés de la cordillera.in Congreso Forestal Argentino y Latinoamericano, Paraná, Argentina.

Bava J.O., Lencinas, J.D., Haag, A., 2006. Determinación de la materia prima disponible para proyectos de inversión forestal en la provincia del Chubut. Informe Final. Consejo Federal de Inversiones, pp. 117.

Bava, J.O., López Bernal, P., 2008. Efectos del aprovechamiento sobre la estabilidad de los bosques de lenga (*Nothofagus pumilio*) en Tierra del Fuego. Ciencia e Investigación Forestal (InFor) 14, 5.

Bengoa, J., 2003. Historia de los antiguos mapuches del Sur. Santiago, Chile. Catalonia, pp. 528.

Betancurt, R., Rovere, A.E., Ladio, A.H., 2017. Incipient Domestication Processes in Multicultural Contexts: A Case Study of Urban Parks in San Carlos de Bariloche (Argentina). Frontiers in Ecology and Evolution 5, 1-14.

Biedma, J.M., 1987. Crónica histórica del lago Nahuel Huapi. Ediciones Emecé, Buenos Aires, pp. 320.

Bischoff, A., Steinger, T., Müller-Schärer, H., 2010. The importance of plant provenance and genotypic diversity of seed material used for ecological restoration. Restoration Ecology 18, 338-348.

Black-Decima, P.A., Corti, P., Díaz, N., Fernandez, R., Geist, V., Gill, R., Gizejewski, Z., Jiménez, J., Pastore, H., Saucedo, C., Wittmer, H., 2016. *Hippocamelus bisulcus*. The IUCN Red List of Threatened Species 2016: e. T10054A22158895.

Brown, A.D., Pacheco, S., 2006. Propuestas de actualización del mapa ecorregional de la Argentina. En: Brown, A., Martinez Ortiz, U., Acerbi, M., Corcuera, J.F (Eds.). La situación ambiental argentina 2005, Fundación Vida Silvestre, Buenos Aires, pp.587.

Bruno, J., Martín, G., 1982. Los incendios forestales en los Parques Nacionales (inédito). Administración de Parques Nacionales, Buenos Aires.

Burel, F., Baudry, J., Butet, A., Clergeau, P., Delettre, Y., Le Coeur, D., Dubs, F., Morvan, N., Paillat, G., Petit, S., Thenail, C., Brunel, E., Lefeuvre, J., 1998. Comparative biodiversity along a gradient of agricultural landscapes. Acta Oecologica 19, 47-60.

Burns, B.R., 1993. Fire-induced dynamics of *Araucaria araucana-Nothofagus antarctica* forest in the Southern Andes. Joural of Biogeography 20, 669-685.

Burschel, P., Huss, J., 1997. Grundriss des Waldbaus [Outline of Silviculture]. Parey Buchverlag, Berlin, pp. 488.

Cabrera, A.L., 1971. Fitogeografía de la República Argentina. Boletín Sociedad Argentina Botánica 14, 1-42.

Caldentey, J., Schmidt, H., Ibarra, M., Promis, A., 1998. Modificaciones microclimáticas causadas por el uso silvícola de bosques de Lenga (*Nothofagus pumilio*), en Magallanes, Chile. Actas Primer Congreso Latinoamericano de IUFRO. Valdivia, Chile, pp. 12.

Caldentey, J., Ibarra, M., Hernández, J., 2001. Litter fluxes and decomposition in *Nothofagus pumilio* stands in the region of Magallanes, Chile. Forest Ecology and Management 148, 145-157.

Cali, S.G., 1996. *Austrocedrus chilensis*: estudio de los anillos de crecimiento y su relación con la dinámica del "Mal del ciprés" en el P.N. Nahuel Huapi, Argentina. Argentina. Tesis Licenciatura. Bariloche. Universidad Nacional del Comahue.

Carabelli, F., 1996. Estudio del paisaje de bosque fueguino y caracterización general de actividades productivas de uso de los recursos naturales renovables. CIEFAP-Dir. Gral. de Rec. Nat. de Tierra del Fuego-Univ. München-UNPat, pp. 93.

Carabelli, F., Jaramillo, M., Antequera, S., 2003. Cambios en la heterogeneidad del bosque nativo en la Patagonia Andina de Argentina y su impacto sobre la biodiversidad en los sectores de borde. Cuadernos de biodiversidad 14, 10-15.

Cardoso, M.B., Ladio, A.H., 2011. Forestación peridoméstica en Patagonia y conocimiento ecológico tradicional: un estudio de caso. Sitientibus Série Ciencias Biológicas 11, 321-327.

Carrillo, R., Gedda, M., Fuentes, F., Ojeda, N., Baraona, J., Pacheco, P., Herrera, A., Curaqueo, G., Torres, R., 2012. Ficha PAC 14to Proceso RCE - *Araucaria araucana*. Reglamento Para La Clasificación de Especies Silvestres. Ministerio del Medio Ambiente de Chile.

Caselli, M., 2020. Crecimiento de Austrocedrus chilensis y *Nothofagus* dombeyi en bosques mixtos y condiciones ambientales para el desarrollo de sus renovales: contribuciones al manejo de rodales afectados por el mal del ciprés. Tesis de Doctorado. Facultad de Ciencias Agrarias y Forestales. Universidad Nacional de La Plata. 447 p.

Caselli, M., Urretavizcaya, M. F., Loguercio, G. A. Defossé, G., 2018. Light and moisture conditions suitable for establishing Andean cypress and coihue beech seedlings in Patagonia: A nursery approach. Forest Science 65, 27-39

Caselli, M., Loguercio, G. A., Urretavizcaya, M. F., Defossé, G., 2020. Developing silvicultural tolls for managing complex forest structures in Patagonia. Forest Science. Volumen 66, 119-129.

Caselli, M., Urretavizcaya, M.F., Loguercio, G.A., Contardi, L., Gianolini, S., Defossé, G.E., 2019. Restoration of degraded Forest of *Austrocedrus chilensis* with native species of high Forest value in Patagonia, Argentina. Adapting forest ecosystems and wood products to biotic and abiotic stress. International Conference TOPWOOD + LIA Forestia, INRA, INTA, Bariloche, 12 al 15 de marzo.

Cellini, J.M., Martinez Pastur, G., Spagarino, C., Peri, P.L., Vukasovic, R., 2017. Rendimiento de distintos sistemas de aprovechamiento en la corta de protección de un bosque de *Nothofagus pumilio.* Bosque 38, 517-527.

Chauchard, L., Barnaba, J., 1986. Plan de Ordenación Cuartel de Loma del Medio-Río Azul. Comisión Mixta, convenio IFONA-Servicio Forestal Andino, Río Negro, Argentina.

Chauchard, L., González Peñalba., 2008. Dos décadas de planes de manejo forestal en bosques fiscales de la Reserva Nacional Lanín. Actas Eco *Nothofagus* 2008: 2° Reunión sobre *Nothofagus* en la Patagonia. Esquel, Argentina.

Christensen, M., Emborg, J., 1996. Biodiversity in natural versus managed forest in Danemark. Forest Ecology and Management 85, 47-51.

CIEFAP - MAyDS. 2016. Actualización de la clasificación de tipos forestales y cobertura del suelo de la región Bosque Andino Patagónico. Centro de Investigación y Extensión Andino Patagónico - Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible. Esquel. 111 p.

Collantes, M.B., Anchorena, J., 1993. Las malezas exóticas y plantas escapadas de cultivo en la región de estepa de Tierra del Fuego. Parodiana 8, 213-217.

Constantino, I., 1949. Parcelas experimentales permanentes. Estudios de crecimiento y regeneración natural. Ministerio de Agricultura y Ganadería. Publicación técnica 13, pp. 112.

Costantino, I., 1950. La lenga: estudio forestal y método de tratamiento. Revista de la Facultad de Agronomía de La Plata 27, 197-220.

Cox, G.E., 1863. Viaje en Las Rejiones Septentrionales, Imprenta Nacional, Santiago de Chile, pp. 304.

Cozzo, D., Mutarelli, D., Orfila, E., 1967. Plan de Investigaciones silviculturales y dasonómicas necesarias para la organización económica de los bosques subantárticos argentinos. Segundo Informe. Plan n° 118. Convenio Cátedra de Dasonomía – UBA y CAFPTA, pp. 260.

Cozzo, D., Mutarelli, D., Orfila, E., 1969. Plan de Investigaciones silvo-dasocráticas en las etapas de ordenación, recuperación y reproducción económica de los bosques Andino-Patagónicos. Plan n° 129. Convenio Cátedra de Dasonomía – UBA y CAFPTA, pp 150.

De Michelis, A., Rajchenberg, M., 2006. Hongos comestibles: teoría y práctica para la recolección, elaboración y conservación. 1a. ed. Bariloche: I NTA EEA Bariloche.

Deferrari, G., Camilion, C., Martínez Pastur, G., Peri, P., 2001. Changes in *Nothofagus pumilio* forest biodiversity during the forest management cycle: 2. Birds. Biodiversity and Conservation 10, 2093-2108.

del Fierro, P., 1998. Experiencia silvicultural del bosque nativo de Chile. Recopilación de antecedentes para 57 especies arbóreas y evaluación de prácticas silviculturales. CONAF, Santiago de Chile, pp. 420.

Dezzotti, A., 1996. *Austrocedrus chilensis* and *Nothofagus dombeyi* stand development during secondary succession, in northwestern Patagonia, Argentina. Forest Ecology and Management 89, 125-137.

Dezzotti, A., Sancholuz, L., 1991. Los bosques de *Austrocedrus chilensis* en Argentina: ubicación, estructura y crecimiento. Bosque 12, 43-52.

DGByP. 2006. Plan de Manejo de las plantaciones del noroeste de la Provincia de Chubut.

Dickinson, M., Whigham, D., Hermann, S., 2000. Tree regeneration in felling and natural tree fall disturbances in a semideciduous tropical forest in Mexico. Forest Ecology and Management 134, 137-151.

Di Giacomo, A., 2005. Áreas importantes para la conservación de aves de la Argentina. Sitios prioritarios para la conservación de la biodiversidad. Aves Argentinas. Asociación Ornitológica del Plata, Buenos Aires, 514 pp.

Dimitri, M.J., 1972. La región de los bosques Andino-Patagónicos: sinopsis general. Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria (Argentina), pp. 381.

Dimitri, M.J., 1982 La región de los bosques Andino-Patagónicos II: Flora dendrológica y cultivada. Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria (Argentina), pp. 179.

Dodds Hernández, P., 1997. Efecto del ramoneo de guanacos (*Lama guanicoe*) sobre la regeneración de lenga (*Nothofagus pumilio*) en Russfin, Tierra del Fuego. Tesis de grado. Universidad de Chile. 58 pp.

Donoso, C. 1981. Ecología forestal. El bosque y su medio ambiente. Editorial Universitaria. Universidad Austral de Chile. Santiago de Chile, pp. 369

Donoso, Z.C., Premoli, A., Gallo, L., Ipinza, R., 2004 Variación Intraespecífica en especies forestales de los bosques templados de Chile y Argentina. Editorial Universitaria, Universidad Austral. Valdivia, Chile, pp. 420.

Donoso, C., 1994. Bosques templados de Chile y Argentina. Variación, estructura y dinámica. Ecología Forestal, Editorial Universitaria, Santiago de Chile, pp. 484.

Duplancic, M.A., 2011. Germinación de semillas de *Araucaria araucana* provenientes del bosque xérico nor-patagónico. Multequina 20, 113-115.

El Mujtar, V., Sola, G., Aparicio, A., Gallo, L., 2017. Pattern of natural introgression in a *Nothofagus* hybrid zone from South American temperate forests. Tree Genetics & Genomes 13, 1-49.

Escobar, M.A.H, Uribe, S.V., Chiappe, R., Estades, C.F., 2015. Effect of Clearcutting Operations on the Survival Rate of a Small Mammal. PLoS ONE 10, e0118883.

Etcheverry, B., 2009. Guía del Parque Nacional Nahuel Huapi. Administración de Parques Nacionales, pp. 96.

Ezcurra, C., Brion, C., Calviño, C., Damasco, M., Grosfeld, J., Puntieri, J., Russell, R., 2010. Actualización de los Planes de Manejo de los Parques Nacionales Lanín, Nahuel Huapi, Lago Puelo y Los Alerces: Flora. Segundo Informe, pp. 31.

FAO, CSFD, IPGRI, 2001. Conservación y ordenación de recursos genéticos forestales: en bosques naturales ordenados y áreas protegidas (in situ), pp. 98.

FAO, 2015. Evaluación de los recursos forestales mundiales. FAO, Rome.

Fahrig, L., 1997. Relative effects of habitat loss and fragmentation on population extinction. Journal of Wildlife Management 61, 603-610.

Farjon, A., 1998. Data collection forms for conifer species completed by the IUCN/SSC Conifer Specialist Group between 1996 and 1998. IUCN.

Fenster, C.B., Galloway, L.F., 2000. Inbreeding and outbreeding depression in natural populations of *Chamaecrista fasciculata* (Fabaceae). Conservation Biology 14, 1406-1412.

Fertig, M., 2006. Producción de carne bajo distintos sistemas de pastoreo en ñirantales del noroeste de Chubut. Carpeta Técnica de Ganadería 21, 93-96.

Fonck, F., 1900. Viaje de Fray Francisco Menéndez a Nahuelhuapi, Valparaíso, Chile, pp. 538.

Frangi, J.L., Barrera, M.D., Puig de Fábregas, J., Yapura, P.F., Arambarri, A.M., Richter, L., 2004. Ecología de los bosques de Tierra del Fuego. En: Arturi, M.F., Frangi, J.L., Goya, J.F. (Eds.), Ecología y manejo de bosques nativos de Argentina. Editorial Universidad Nacional de La Plata, La Plata, pp.1-88.

Franklin, J.F., Spies, T.A., Van Pelt, R., Carey, A.B., Thornburgh, D.A., Berg, D.R., Lindenmayer, D.B., Harmon, M.E., Keeton, W.S., Shaw, D.C., Bible, K., Chen, J., 2002. Disturbances and structural development of natural forest ecosystems with silvicultural implications, using Douglas-fir forests as an example Forest Ecology and Management 155, 399-423.

Franklin, J.F., Lindenmayer, D.B., MacMahon, J.A., McKee, A., Magnusson, J., Perry, D.A., Waide, R., Foster, D.R. 2000. Threads of continuity: Ecosystem disturbances, biological legacies and ecosystem recovery. Conservation Biology in Practice 1: 8-16.

Furlong, G., 1954. Tomás Falkner y su Acerca de los Patagones, Editorial del Plata, Buenos Aires, pp. 215.

Gallo, E., Lencinas, M.V., Peri, P.L., 2004. Desarrollo de sistemas silvopastoriles en bosques de *Nothofagus antarctica*: Biodiversidad en los ñirantales. Informe PIARFON BAP, pp. 24.

Gallo, L., Marchelli, P., Crego, P., Oudkerk, L., Izquierdo, F., Breitembücher, A., Gonzalez Peñalba, M., Chauchard, L., Maresca, L., Cuerpo de Guardaparques P.N. Lanín y Nahuel Huapi y Mele, U., 2000. Variación genética en poblaciones y progenies de Raulí en Argentina. I. Introducción, distribución y variación en características seminales y adaptativas. En: Ipinza, R., Gutierrez, B., Emhart, V., Domesticación y Mejora Genética de raulí y roble, Exsion, Valdivia, Chile, pp. 133-155.

Gallo, L.A., 1993. Nutzung und konservierung patagonischer forstlicher genresourcen. (Uso y conservación de los recursos genéticos forestales patagónicos. Projeckt GTZ-DAAD, pp 9.

Gallo, L., Pastorino, M.J., Donoso, Z.C., 2004. Variaciones en *Austrocedrus chilensis* (D. Don) Pic. Ser. et Bizzarri (Ciprés de la Cordillera). En: Donoso, C., Premoli, A., Gallo, L., Ipinza, R. (Eds.). Variación intraespecífica en especies arbóreas de los bosques templados de Chile y Argentina. Editorial Universitaria, pp. 233-251.

Gallo, L., Izquierdo, F., Sanguinetti, L.J., Pinna, A., Siffredi, G., Ayesa, J., Lopez, C., Pelliza, A., Strizler, N., Gonzalez Peñalba, M., Maresca, L., Chauchard, L., 2004. *Araucaria araucana* forest genetic resources in Argentina. En: Vinceti, B., W. Amaral and B. Meilleur (Eds.), Challenges inmanaging forest genetic resource for livelihoods: examples from Argentina and Brazil. International Plant Genetic Resources Institute, Rome, Italy, pp. 105-131.

Gallo, L.A., Marchelli, P., González Peñalba, M., Chauchard, L., 2009. Knowing and Doing: Research Leading to Action in the Conservation of Forest Genetic Diversity of Patagonian Temperate Forests. Conservation Biology 23, 895-898.

Gamborg, C., Larsen, J.B., 2003. 'Back to nature'—a sustainable future for forestry? Forest Ecology and Management 179, 559-571.

Gastaldi, B., Gonzalez, S., Mattenet, F.J., Monelos, L., Peri, P.L., 2015. Determinación de la actividad antioxidante en infusiones de *Nothofagus antarctica* (ñire) bajo uso silvopastoril. Actas VIII Congreso Internacional de Sistemas Agroforestales y III Congreso Nacional de Sistemas Silvopastoriles, Iguazú, Argentina, pp. 8.

Gea-Izquierdo, G., Martínez Pastur, G., Cellini, J.M., Lencinas, M.V., 2004. Forty years of silvicultural management in southern *Nothofagus pumilio* (Poepp. et Endl.) Krasser primary forests. Forest Ecology and Management 201, 335-347.

Gobbi, M., 1999. *Austrocedrus chilensis* management: effects on microsites and regeneration. International. Journal of Ecology and Environmental Sciences 25, 71-83.

Gobbi, M., Sancholuz, L., 1992. Regeneración post-incendio del ciprés de la cordillera (*Austrocedrus chilensis*) en los primeros años. Bosque 13, 25-32.

Gönc, R.L., Cassaux, R., Szulkin-Dolhatz, D., 2016. Effects of disturbances generated by different management strategies on the vegetation strata of *Nothofagus antarctica* forests of Chubut, Argentina. Ecología Austral 25, 231-214.

González, M.E., Cortés, M., Izquierdo, F., Gallo, L., Echeverría, C., Bekkesy, S., Montaldo, P., 2006. Araucaria(o), Pehuén, Piñonero, Pino Araucaria, Pino chileno, Pino del Neuquén, Monkey puzzle tree, En: Donoso, C., (Ed.), Las Especies Arbóreas de Los Bosques Templados de Chile y Argentina: Autoecología, Marisa Cúneo Ediciones, Valdivia, Chile, pp. 36–53.

González, M., Donoso Zegers, C., Ovalle, P., Martínez Pastur, G., 2006. *Nothofagus pumilio* (Poepp. et Endl) Krasser. En: Donoso Zegers, C., (Ed.), Las especies arbóreas de los bosques templados de Chile y Argentina: Autoecología, Marisa Cúneo Ediciones, Valdivia, Chile, p. 486-500.

Gonzalez Peñalba M y L Lozano. 2009. Experiencias de planificación forestal en la Reserva Nacional Lanin. EcoGestión 2009: 1° Reunión sobre Planificación y Legislación Forestal de la Patagonia. Esquel

Gonzalez, S.B., Gastaldi, B., Mattenet, F.J., Peri, P.L., Van Baren, C., Di Leo, P, Lira, Retta, D., Bandoni, A.L., 2016. Aceites esenciales en partes aéreas de *Nothofagus antarctica* (g. Forst.) Oerst. de diferentes sitios de la Patagonia. Actas V Jornadas Nacionales de Plantas Aromáticas Nativas y sus Aceites Esenciales - I Jornadas Nacionales de Plantas Medicinales Nativas. Esquel, Argentina, pp. 90-91.

González Peñalba, M., Lara, M., 2012. Caracterización y Manejo de Latizales de Roble Pellín y Raulí. Revista Patagonia Forestal. Diciembre, pp. 4-6.

González Peñalba, M., Lara, M., Lozano, L., Clerici, C., Fernández, M., 2016. Monitoreo de rodales mixtos de raulí, roble pellín y coihue bajo manejo. Actas V Jornadas Forestales Patagónicas. Esquel, Argentina, pp.257-262.

Goya, J.F., Ferrando, J.J., Bocosy, D.A., Yapura, P.F., 1995. Estructura y desarrollo de un rodal coetáneo de *Austrocedrus chilensis* en El Bolsón, Río Negro, Argentina. Revista de la Facultad de Agronomía 71, 165-171.

Grigera, D., Ubeda, C.A., Cali, S., 1994. Caracterización ecológica de la asamblea de tretápodos del Parque y Reserva Nacional Nahuel Huapi, Argentina. Revista Chilena de Historia Natural 67, 273-298.

Greslebin, A.G., Hansen, E.M., Sutton, W., 2007. *Phytophthora austrocedrae* sp. nov., a new species associated with *Austrocedrus chilensis* mortality in Patagonia (Argentina). Mycological Research 111, 308-316.

Grove, S.J., 2010. Do wildlife habitat strips act as refuges for mature forest carabid beetle assemblages? A case-study in Tasmanian wet eucalypt forest, Australia. Forest Ecology and Management 259, 496-504.

Gustafsson, L., Baker, S.C., Bauhus, J., Beese, W.J., Brodie, A., Kouki, J., Lindenmayer, D.B., Lõhmus, A., Martínez Pastur, G., Messier, C., Neyland, M., Palik, B., Sverdrup-Thygeson, A., Volney, W.J.A., Wayne, A., Franklin, J.F., 2012. Retention forestry to maintain multifunctional forests: a world perspective. BioScience 62, 633–645.

Gyenge, J.E., Fernández, M.E., Schlichter, T., 2007. Influence of radiation and drought on gas exchange of *Austrocedrus chilensis* seedlings. Bosque 28, 220-225.

Gyenge, J.E., Fernández, M.E., Licata, J., Weigandt, M., Bond, B.J., Schlichter, T.M., 2011. Uso del agua y productividad de los bosques nativos e implantados en el NO de la Patagonia: aproximaciones desde la ecohidrología y la ecofisiología. Ecología Austral 21, 271-284.

Hall, J., Harris, D., Medjibe, V., Ashton, P., 2003. The effects of selective logging on forest structure and tree species composition in a Central African forest: implication for management of conservation areas. Forest Ecology and Management 183, 249-264.

Hansen, N., Tejera, L., Fertig, M., 2004. Módulo 2. Desarrollo de sistemas silvopastoriles en bosques de *Nothofagus antárctica*. Alternativas de manejo sostenible para el manejo forestal integral de los bosques de la Patagonia. Capítulo 3. Sistemas silvopastoriles en Chubut. Informe PIARFON, pp. 671-680.

Hansen, N., Fertig, M., Escalona, M., Tejera, L., Opazo, W., 2008. Ramoneo en regeneración de ñire y disponibilidad forrajera. Actas de la Segunda Reunión sobre *Nothofagus*en la Patagonia – EcoNothofagus 2008. Esquel, Chubut, pp. 137-142.

Hansen, N., Codesal, P., Quinteros, P., Gallardo, C., 2013. Especies de sotobosque en ambientes de ñire en Chubut. INTA, Buenos Aires.

Havrylenko, M., Rosso, P.H., Fontenla, S.B., 1989. *Austrocedrus chilensis*: contribución al estudio de su mortalidad en Argentina. Bosque 10, 29-36.

Herrman, T.M., 2006. Indigenous knowledge and management of *Araucaria araucana* forest in the Chilean Andes: implications for native forest conservation. Biodiversity and Conservation 15, 647-662.

Hewitt, R., Taylor, L., Hollingsworth, T., Anderson, C.B., Martinez Pastur, G., 2018. Variable retention harvesting influences belowground plant-fungal interactions of *Nothofagus pumilio* seedlings in forests of southern Patagonia. PeerJ 6, e5008.

Holmes, R.T., 1990. The structure of a temperate deciduos forest bird community: variability in time and space. Biogeography and Ecology of Forest Bird Communities (Ed., A. Keast). Chapter 10. The Hague: SPB Academic Publishing. Pp 121-139.

Holling, C. S. 1978. Adaptive environmental assessment and management. Chichester, UK: John Wiley and Sons

Hueck, K., 1978. Los bosques de Sudamérica; ecología, composición e importancia económica. Sociedad Alemana de Cooperación Técnica, Eschborn, pp. 476.

Huertas Herrera, A., Cellini, J.M., Barrera, M., Lencinas, M.V., Martínez Pastur, G., 2018. Environmental gradients and anthropogenic impacts as main drivers for the invasion of exotics plants in forest mountain landscapes of South Patagonia. Forest Ecology and Management 430, 380-393.

Ivancich, H., Soler Esteban, R., Martínez Pastur, G., Peri, P.L.,Bahamonde, H., 2009. Índice de densidad de rodal aplicado al manejo silvopastoril en bosques de ñire (*Nothofagus antarctica*) en Patagonia Sur. Actas Primer Congreso Nacional de Sistemas Silvopastoriles. Posadas, Argentina, pp 245-250.

Ivancich, H., Martínez Pastur, G., Peri, P.L., 2011. Modelos forzados y no forzados para el cálculo del índice de sitio en bosques de *Nothofagus antarctica* en Patagonia Sur. Bosque 32, 135-145.

Kelly, D., 1994. The evolutionary ecology of mast seeding. Trends in Ecology & Evolution 9, 465-470.

Kelly, D., Sork, V.L., 2002. Mast seeding in perennial plants: Why, how, where? Annual Review of Ecology and Systematics 33, 427-447.

Kelt, D., 2000. Small mammal communities in rainforest fragments in Central Southern Chile. Biological Conservation 92, 345-358.

Kimmins, J.P., 2008. From science to stewardship: Harnessing forest ecology in the service of society. Foresto Ecology and Management 256, 1625-1635.

Kitzberger, T., 1994. Fire regime variation along a northern Patagonian forest-steppe-ecotone: stand a landscape response. Tesis de Doctorado. Department of Geography, University of Colorado, Boulder, Colorado, pp. 203.

Kitzberger, T., Veblen, T.T., 1999. Fire-induced changes in Northern Patagonia landscapes. Landscape Ecology 14, 1-15.

Kozlowski, T., 2002. Physiological ecology of natural regeneration of harvested and disturbed forest stands: implications for forest management. Forest Ecology and Management 158, 195-221.

Jaksic, F.M., Iriarte, J.A., Jiménez, J.E., Martínez, D.R., 2002. Invaders without frontiers: cross-border invasions of exotic mammals. Biological Invasions 4, 157-173.

Laclau, P., 2003. Biomass and carbon sequestration of ponderosa pine plantations and native cypress forests in northwest Patagonia. Forest Ecology and Management 180, 317–333.

La Manna, L., 2005. Caracterización de los suelos bajo bosque de *Austrocedrus chilensis* a través de un gradiente climático y topográfico en Chubut, Argentina. Bosque 26, 137-153.

Ladio, A.H., 2005. La potencialidad de los bosques de ciprés, como proveedores de recursos forestales no maderables. Patagonia Forestal 4, 360-365.

Ladio, A.H., Lozada, M., 2004. Summer cattle transhumance and wild edible plant gathering in a Mapuche community of NW Patagonia. Human Ecology 32, 225-240.

Ladio, A.H., Molares, S., 2014. El paisaje patagónico y su gente. En: Raffaele, E., de Torres Curth, M., Morales, C.L., Kitzberger, T. (Eds.). Ecología e historia natural de la Patagonia Andina. Un cuarto de siglo de investigación en biogeografía, ecología y conservación. Fundación de Historia Natural Félix de Azara, Ciudad Autónoma de Buenos Aires, pp. 205-223.

Ladio, A.H., Molares, S., 2017. Etnoconservacionismo y prácticas locales en Patagonia: avances y perspectivas. En: Casas, A., Torres-Guevara, J., Parra, F., (Eds.), Domesticación en el Continente Americano. Historia y perspectivas del manejo de recursos genéticos en el Nuevo Mundo, Universidad Agraria La Molina. IIES, Lima, Perú, pp. 649-672.

Lanfranco, D., 1977. Entomofauna asociada a los bosques de *Nothofagus pumilio* en la región de Magallanes. 1º parte: Monte Alto (Río Rubens, Ultima Esperanza). Anales del Instituto de la Patagonia 8, 319-346.

Lantschner, M.V., Rusch, V., 2007. Impacto de diferentes disturbios antrópicos sobre las comunidades de aves de bosques y matorrales de *Nothofagus antarctica* en el NO Patagónico. Ecología Austral 17, 99-112.

Lantschner, M.V., Rusch, V., Peyrou, C., 2008. Bird assemblages in pine plantations replacing native ecosystems in NW Patagonia. Biodiversity and Conservation 17, 969-989.

Lara, A., Solari, M.E., Prieto, M.R., Peña, M.P., 2012. Reconstrucción de la cobertura de la vegetación y uso de suelo hacia 1550 y sus cambios a 2007 en la ecorregión de los bosques valdivianos lluviosos de Chile (35° - 43° 30'S). Bosque 33, 13-23.

Lencinas, M.V., 2005. Biodiversidad en el bosque productivo de *Nothofagus pumilio* y sus ambientes asociados en Tierra del Fuego. Doctorado en Agronomía de la Universidad Nacional de Sur. Bahía Blanca, pp. 243.

Lencinas, M.V., Martínez Pastur, G., Medina, M., Busso, C., 2005. Richness and density of birds in timber *Nothofagus pumilio* forests and their unproductive associated environments. Biodiversity and Conservation 14, 2299-2320.

Lencinas, M.V., Martínez Pastur, G., Moretto, A., Gallo, E., Busso, C., 2007. Productividad diferencial de plántulas de *Nothofagus pumilio* bajo gradientes de luz y humedad del suelo. Bosque 28: 241-248.

Lencinas, M.V., Martínez Pastur, G., Solán, R., Gallo, E., Cellini, J.M., 2008a. Forest management with variable retention impact over moss communities of *Nothofagus pumilio* understory. Forstarchiv 79, 77-82.

Lencinas, M.V., Martínez Pastur, G., Anderson, C.B., Busso, C., 2008b. The value of timber quality forests for insect conservation on Tierra del Fuego Island compared to associated non-timber quality stands. Insect Conservation 12, 461-475.

Lencinas, M.V., Martínez Pastur, G., Rivero, P., Busso, C, 2008c. Conservation value of timber quality vs. associated non-timber quality stands for understory diversity in *Nothofagus* forests. Biodiversity and Conservation 17, 2579-2597.

Lencinas, M.V., Martínez Pastur, G., Gallo, E., Cellini, J.M., 2009a. Conservación de la diversidad de insectos en bosques subantárticos mediante el uso de técnicas de manejo forestal con retención variable. En Arrivillaga, J.C., El Souki, M., Herrera, B., (Eds.), Enfoques y temáticas en entomología. Sociedad Venezolana de Entomología, Editorial Astro Data, Caracas, Venezuela, p. 44-62.

Lencinas, M.V., Martínez Pastur, G., Gallo, E., Cellini, J.M., 2009b. Alternative silvicultural practices with variable retention improve bird conservation in managed South Patagonian forests. Forest Ecology and Management 258, 472-480.

Lencinas, M.V., Martínez Pastur, G., Cellini, J.M., Gallo, E., Busso, C., 2010. Diversidad de lepidópteros en bosques aprovechados: Variación en el corto plazo por aplicación de retención variable. Revista Investigaciones Científicas de la Universidad Nacional Experimental Rafael María Baralt 1, 87-101.

Lencinas, M.V., Martínez Pastur, G., Solán, R., Gallo, E., Cellini, J.M., 2011. Alternative silvicultural practices with variable retention to improve understory plant diversity conservation in southern Patagonian forests. Forest Ecology and Management 262, 1236-1250.

Lencinas, M.V., Sola, F., Martínez Pastur, G., 2017. Variable retention effects on vascular plants and beetles along a regional gradient in *Nothofagus pumilio* forests. Forest Ecology and Management 406, 251-265.

Levis, C., Costa, F.R.C., Bongers, F., Pena-Claros, M., Clement, C.R., Junqueira, A.B., Neves, P. P. EJ., Tamanaha, E.K., Figueiredo, F.O.G., Salomao, R.P., Castilho, C.V., Magnusson, W.E., Phillips, O.L., Guevara, J.E., Sabatier, D., Molino, J.F., Lopez, D.C., Mendoza, A. M., Pitman, N.C. A., Duque, A., Vargas, P.N., Zartman, C.E., Vasquez, R., Andrade, A., Camargo, J.L., Feldpausch, T.R., Laurance, S.G.W., Laurance, W.F., Killeen, T.J., Nascimento, H.E., Mendona Montero, J.C., Mostacedo, B., Amaral, I.L., Vieira, I.C. Guimaraes, B.R. J.W., Castellanos, H., Terborgh, J., Carim, M.dp. ej., Veiga, Guimaraes, J. R, Coelho, L. de Souza, Matos, F.D., Wittmann, F., Mogollon, H.F., Damasco, G., Davila, N., Garcia-Villacorta, R., Coronado, E.N., Honorio, E., Thaise, L., Filho, D.De Andrade, Schietti, J., De Souza, P.F., Targhetta, N., Comiskey, J.A., Marimon, B.S., Marimon, J., Ben Hur, N.D., Alonso, A., Arroyo, L., Carvalho, F.A., Souza, F.C., Dallmeier, F., Pansonato, M.P., Duivenvoorden, J.F., Fine, P.V. A, Stevenson, P.R., Araujo-Murakami, A., Aymard C., G.A., Baraloto, C., do Amaral, D.D., Engel, J., Henkel, T.W., Maas, P., Petronelli, P., Revilla, J.D.C., Stropp, J., Daly, D., Gribel, R, Paredes, M.R., Silveira, M., Thomas-Caesar, R., Baker, T.R., da Silva, N.F., Ferreira, L. V., Peres, C.A., Silman, M.R., Ceron, C., Valverde, F.C., Fiore, A., Jimenez, E.M., Mora, M.C. Penuela Toledo, M., Barbosa, E.M., Bonates, L. C. de Matos, Arboleda, N.C., Farias, E. de S., Fuentes, A., Guillaumet, J.L., Jorgensen, P. Moller, M.Y., Miranda, I.P.deA., Phillips, J.F, Prieto, A., Rudas, A., Ruschel, A.R., Silva, B.N., Von Hildebrand, P., Vos, V.A., Zent, E.L., Zent, S., Cintra, B. Barçante Ladvocat, N.M.T., Oliveira, A.A., Ramirez-Angulo, H., Ramos, J., Ferreira Rivas, G., Schongart, J., Sierra, R., Tirado, M., Van Der Heijden, G. M. F., Torre, E.V., Wang, O., Young, K. R., Baider, C., Cano, A., Farfan-Rios, William, F., Cid, Hoffman, B., Mendoza, C., Mesones, I., Torres-lezama, A., Medina, M.N.U., Van Andel, T.R., Villarroel, D., Zagt, R., Alexiades, M.N., Balslev, H., Garcia-Cabrera, K., Gonzales, T., Hernandez, L., Huamantupa-Chuquimaco, I., Manzatto, A.G., Milliken, W., Cuenca, W.P., Pansini, S., Pauletto, D., Arevalo, F.R., Reis, N., Farias Costa, S., Adeilza, F., Giraldo, L.E.U., Sandoval, E. H. Valderrama Gamarra, L.V., Vela, C., I.A.,Ter Steege, H.,2017. Persistent effects of pre-Columbian plant domestication on Amazonian forest composition. Science 355, 925-931.

Lindenmayer, D.B., 1995. Forest disturbance, forest wildlife conservation and the conservative basis for forest management in the mountain ash forests of Victoria – comment. Forest Ecology and Management 74, 223-231.

Lindenmayer, D.B., Franklin, J.F., Lõhmus, A., Baker, S.C., Bauhus, J., Beese, W., Brodie, A., Kiehl, B., Kouki, J., Martínez Pastur, G., Messier, C., Neyland, M., Palik, B., Sverdrup Thygeson, A:, Volney, J., Wayne, A., Gustafsson, L., 2012. A major shift to the retention approach for forestry can help resolve some global forest sustainability issues. Conservation Letters 5, 421-431.

Lindenmayer, D.B., Burton, P.J., Franklin, J.F. 2008. Salvage Logging and its ecological consequences. Island Press, Washington.

Liu, Q.J., Kondoh, A., Takeuchi, N., 1998. The forest vegetation and its differentiation under disturbance in a temperate mountain, China. Journal of Forest Research 3, 111-117.

Loguercio, G., Rajchenberg, M., 2004. El mal del ciprés y la silvicultura del ciprés de la cordillera. Universidad Nacional de La Plata, La Plata, pp. 18.

Loguercio, G.A., Urretavizcaya, M.F., Caselli, M., 2016. Silvicultura de los bosques de ciprés de la cordillera. CIEFAP, Esquel, pp. 67.

Loguercio, G.A., Donoso, P.J., Müller-Using, S., Dezzotti, A., Urretavizcaya, M.F., Navarro, C.O., Martin, M., Schlegel, B., Müller-Using, B., Mujica, R., González-Peñalba, M., Attis Beltrán, H., Caselli, M. 2018. Silviculture of temperate mixed forests from South America. En: Bravo-Oviedo, A., Pretzsch, H., del Río, M., (Eds) Dynamics, Silviculture and Management of Mixed Forests. Managing Forest Ecosystems 31. Springer Nature Switzerland AG, p 271-317.

Loguercio, G.A., 1997. Erhaltung der Baumart "ciprés de la cordillera"; *Austrocedrus chilensis* (D.Don) Florin et Boutelje, durch nachhaltige Nutzung. Tesis Ph.D. Universität München, pp. 212

Loguercio, G.A., Urretavizcaya, M.F., Caselli, M., Defossé, G.E., 2018. Propuestas silviculturales para el manejo de bosques de *Austrocedrus chilensis* sanos y afectados por el mal del ciprés de Argentina. En: Donoso, P., Soto, D., Promis, A., (Eds.), Silvicultura en Bosques Nativos, OSU Oregón USA, pp. 111-128.

López Bernal, P.M., Arre, J.S., Schlichter, T., Bava, J.O., 2010. The effect of incorporating the height of bordering trees on gap size estimations: the case of Argentinean *Nothofagus pumilio* forest. New Zealand Journal of Forestry Science 40, 71-81.

López Bernal, P.M., Defossé, G.E., Quinteros, P.C., Bava, J.O., 2012. Sustainable Management of Lenga (*Nothofagus pumilio*) Forests Through Group Selection System. En: Diez, J.J., (Ed.), Sustainable Forest Management - Current Research, InTech, pp. 45-66.

Losada Palenzuela, S., Amoroso, M.M., Bogino, S.M., 2018. Dinámica de la regeneración de *Austrocedrus chilensis y Nothofagus dombeyi* en bosques en decaimiento. Bosque 9, 333-345.

Lowe A., Harris, S., Ashton, P., 2004. Ecological genetics. Design, Analysis, and Application. Blackwell Publishing, pp. 326.

Manazza, J., Huerta, G., 1997. Comunidades Mapuches del Sudoeste de Neuquén.

Marchelli, P., Gallo, L.A., 2004: The combined role of glaciation and hybridization in shaping the distribution of the genetic variation in a Patagonian southern beech. Journal of Biogeography 31, 451-460.

Marchelli, P., Gallo, L.A., 2006. Multiple ice-age refugia in a southern beech of South America as evidenced by chloroplast DNA markers. Conservation Genetics 7, 591-603.

Marchelli, P., Baier, C., Mengel, C., Ziegenhagen, B., Gallo, L.A., 2010. Biogeographic history of thethreatened species *Araucaria araucana* (Molina) K. Koch and implications for conservation: a case study with organelle DNA markers. Conservation Genetics 11, 951-963.

Mark, A., Baylis, G., Dickinson, K., 1991. Monitoring the impacts of deer on vegetation condition of Secretary Island, Fiorland National Park, New Zealand: a clear case for deer control and ecological restoration. Journal of the Royal Society of New Zealand 21, 43-54.

Martin, C., Mermoz, M., Ramilo, E., 1987. Valor ecológico y situación actual del parque y Reserva Nacional Nahuel Huapi. Curso taller Latinoamericano para Administradores de Parques Nacionales, Buenos Aires, pp. 36.

Martínez Pastur, G., 2006. Biometría y producción forestal para bosques naturales de *Nothofagus pumilio* en Tierra del Fuego. Tesis doctoral. Universidad Nacional del Sur. Bahía Blanca, Buenos Aires, Argentina, pp. 242.

Martínez Pastur, G., Peri, P., Fernández, C., Staffieri, G., Rodríguez, D., 1999. Desarrollo de la regeneración a lo largo del ciclo del manejo forestal de un bosque de *Nothofagus pumilio*: 2. Incidencia del ramoneo de Lama guanicoe. Bosque 20, 47-53.

Martínez Pastur, G. Cellini, J.M., Peri, P., Vukasovic, R., Fernández, C., 2000. Timber production of *Nothofagus pumilio* forests by a shelterwood system in Tierra del Fuego (Argentina). Forest Ecology and Management 134, 153-162.

Martínez Pastur, G., Cellini, J.M., Lencinas, M.V., Vukasovic, R., Vicente, R., Bertolami, F., Giunchi, J., 2001. Modificación del crecimiento y de la calidad de fustes en un raleo fuerte de un rodal en fase de crecimiento óptimo inicial de *Nothofagus pumilio* (Poepp. et Endl.) Krasser. Ecología Austral 11, 95-104.

Martínez Pastur, G., Lencinas, M.V., Cellini, J.M., Diaz, B., Peri, PL., Vukasovic, R., 2002a. Herramientas disponibles para la construcción de un modelo de producción para la lenga (*Nothofagus pumilio*) bajo manejo en un gradiente de calidad de sitio. Bosque 23, 69-80.

Martínez Pastur, G., Peri, P., Fernández, C., Staffieri, G., Lencinas, M.V., 2002b. Changes in understory species diversity during the *Nothofagus pumilio* forest management cycle. Journal of Forest Research 7, 165-174.

Martínez Pastur, G., Cellini, J.M., Lencinas, M.V., Vukasovic, R., Peri, P.L., Donoso, S., 2002c. Response of *Nothofagus betuloides* (Mirb.) Oersted to different thinning intensities in Tierra del Fuego (Argentina). Interciencia 27, 679-685.

Martínez Pastur, G., Lencinas, M.V., 2005. El manejo forestal en los bosques de *Nothofagus pumilio* en Tierra del Fuego. Revista IDIA-XXI 5, 107-110.

Martínez Pastur, G., Lencinas, M.V., Peri, P.L., Arena, M., 2007a. Photosynthetic plasticity of *Nothofagus pumilio* seedlings to light intensity and soil moisture. Forest Ecology and Management 243, 274-282.

Martínez Pastur, G., Lencinas, M.V., Peri, P.L., Moretto, A., Cellini, J.M., Mormeneo, I. Vukasovic, R., 2007b. Harvesting adaptation to biodiversity conservation in sawmill industry: Technology innovation and monitoring program. Journal of Technology Management and Innovation 2, 58-70.

Martínez Pastur, G., Lencinas, M.V., Peri, P.L., Cellini, J.M., 2008. Flowering and seeding patterns in unmanaged and managed *Nothofagus pumilio* forests with a silvicultural variable retention system. Forstarchiv 79, 60-65.

Martínez Pastur, G., Lencinas, M.V., Cellini, J.M., Peri, P.L., Soler Esteban, R., 2009. Timber management with variable retention in *Nothofagus pumilio* forests of Southern Patagonia. Forest Ecology and Management 258, 436-443.

Martínez Pastur, G., Peri, P.L., Cellini, J.M., Lencinas, M.V., Barrera, M., Ivancich, H., 2011a. Canopy structure analysis for estimating forest regeneration dynamics and growth in *Nothofagus pumilio* forests. Annals of Forest Science 68, 587-594.

Martínez Pastur, G., Cellini, J.M., Lencinas, M.V., Barrera, M., Peri, P.L., 2011b. Environmental variables influencing regeneration of *Nothofagus pumilio* in a system with combined aggregated and dispersed retention. Forest Ecology and Management 261, 178-186.

Martínez Pastur, G., Peri, P.L., Lencinas, M.V., Cellini, J.M., Barrera, M., Soler Esteban, R., Ivancich, H., Mestre, L., Moretto, A.S., Anderson, C., Pulido, F., 2013. La producción forestal y la conservación de la biodiversidad en los bosques de *Nothofagus* en Tierra del Fuego y Patagonia Sur. En: Donoso, P., Promis, A., (Eds.), Silvicultura en bosques nativos: Avances en la investigación en Chile, Argentina y Nueva Zelanda Universidad Austral de Chile, Valdivia, Chile, pp. 155-179.

Martínez Pastur, G.., Soler, R., Cellini, J.M., Lencinas, M.V., Peri, P.L., Neyland, M.G., 2014. Survival and growth of *Nothofagus pumilio* seedlings under several microenvironments after variable retention harvesting in southern Patagonian forests. Annals of Forest Science 71, 349-362.

Martínez Pastur, G., Lencinas, M.V., Gallo, E., De Cruz, M., Borla, M.L., Kitzman, S., Soler, R., Ivancich, H., Anderson, C.B., 2015. Habitat-specific vegetation and seasonal drivers of bird community structure and function in southern Patagonian forests. Community Ecology 16, 55-65.

Martínez Pastur, G., Peri, P.L., Lencinas, M.V., García-Llorente, M., Martín-López, B., 2016. Spatial patterns of cultural ecosystem services provision in Southern Patagonia. Landscape Ecology 31, 383-399.

Martinez Pastur, G., Soler, R., Ivanchich, H., Lencinas, M.V., Bahamonde, H., Peri, P.L. 2016b. Effectiveness of fencing and hunting to control *Lama guanicoe* browsing damage: Implications for *Nothofagus pumilio* regeneration in harvested forests. Journal of Environmental Management 168, 165-174.

Martínez Pastur, G., Cellini, J.M., Barrera, M.D., Lencinas, M.V., Soler, R., Peri, P.L., 2017. Influencia de factores bióticos y abióticos en el crecimiento de la regeneración pre- y post-cosecha en un bosque de *Nothofagus pumilio.* Bosque 38, 247-257.

Martinez Pastur, G., Soler, R., Lencinas, M.V., Cellini, J.M., Peri, P.L., 2018. Long-term monitoring of thinning for silvopastoral purposes in *Nothofagus antarctica* forests of Tierra del Fuego, Argentina. Forest Systems 27, e01S.

Mattenet, F., Monelos, L., Peri, P.L., 2016. Agregado de valor en sistemas silvopastoriles de ñire ¿utopía o realidad? Actas III Congreso Internacional Agroforestal Patagónico – I Congreso Internacional Forestal Patagónico. Puerto Natales, Chile.

Mattenet, F., Goyheneix, M., Peri, P.L., 2015. Tintes Naturales de Plantas Nativas: Colores de la Patagonia. Ediciones INTA-Secretaría de Agricultura Familia-Universidad Nacional de la Patagonia Austral, Buenos Aires, pp. 64.

Mattenet, F., Peri, P.L., Monelos, L., Monaco, M., 2018. Recomendaciones para la recolección sostenible de hojas de ñire (*Nothofagus antarctica*) bajo uso silvopastoril y MBGI en la provincia de Santa Cruz. Actas IV Congreso Nacional de Sistemas Silvopastoriles. Ediciones INTA, Villa La Angostura, Argentina, pp. 679-684.

Mayol, E. E. 1991. Evaluación preliminar de trabajos de poda en *Austrocedrus chilensis* en la Reserva Forestal "El Guadal", El Bolsón, Prov. Río Negro. Univerisas Nacional del Comahue, San Martín de Los Andes

Mazía, N.G., Kitzberger, T., Chaneton, E.J., 2004. Interannual changes in folivory and bird insectivory along a natural productivity gradient in northern Patagonian forests. Ecography 27, 29-40.

McKay, J., Christian, K.C.E., Harrison, s., Rice, KJ., 2005. "How Local Is Local?" A Review of Practical and Conceptual Issues in the Genetics of Restoration. Restoration Ecology 13, 432-440.

McKinney, M.L., 2006. Urbanization as a major cause of biotic homogenization. Biological conservation 127, 247-260.

Melguizo-Ruiz, N., Jiménez-Navarro, G., Moya-Laraño, J., 2016. Beech cupules as keystone structures for soil fauna. PeerJ 4, e2562.

Mermoz, M., Úbeda, C., Grigera, D., Brion, C., Martin, C., 2009. El Parque Nacional Nahuel Huapi. Sus características ecológicas y su estado de conservación. Administración de Parques Nacionales. Bariloche, Argentina, pp. 80.

Mermoz, M., Martin, C., 1987. Mapa de vegetación del Parque y la Reserva Nacional Nahuel Huapi. Secretaría de Ciencia y Técnica de la Nación, Delegación Regional Patagonia. Bariloche, Argentina.

Meserve, P., Kelt, D., Martínez, D., 1991. Geographical ecology of small mammals in continental Chile Chico, South America. Journal of Biogeography 18: 179-187.

Meserve, P, Martínez, D., Rau, J., Murúa, R., Lang, B., Muñoz-Pedreros, A., 1999. Comparative demography and diversity of small mammals in precordilleran temperate rainforests of southern Chile. Journal of Mammalogy 80, 880-890.

Messier, C., Puettmann, K.J., Coates, K.D., 2013. Managing forests as complex adaptive systems: building resilience to the challenge of global change, Earthscan, London, pp. 353.

Michaels, K., McQquillan, P., 1995. Impact of commercial forest management on geophilous carabid beetles (Coleoptera: Carabidae) in tall, wet *Eucalyptus obliqua* forest in southern Tasmania. Australian Journal of Ecology 20, 316-323.

Milleron, M., Gallo, L., Marchelli, P., 2008. The effect of volcanism on postglacial migration and seed dispersal. A case study in southern South America. Tree Genetics and Genomes 4, 435-443

Parque Nacional Lanín, 2006. Diagnóstico de biodiversidad. Parque Nacional Lanín, 300 pp.

Mittermeier, R.A., Robles Gil, P., Hoffman, M., Pilgrim, J., Brooks, T., Mittermeier, C.G., Lamoreux, J., da Fonseca, G.A.B., 2004. Hotspots revisited earth's biologically richest and most endangered terrestrial ecoregions, CEMEX, México, pp. 392.

Mohr-Bell, D., 2015. Superficies afectadas por incendios en la región Bosque Andino Patagónico durante los veranos de 2013-2014 y 2014-2015. SAyDS-CIEFAP, Nodo Regional Bosque Andino Patagónico.

Molares, S., Ladio, A.H., 2009. Ethnobotanical review of the Mapuche medicinal flora: Use patterns on a regional scale. Journal of Ethnopharmacology 122, 251-260.

Molares, S., Ladio, A.H., 2012. Mapuche perceptions and conservation of Andean *Nothofagus* forests and their medicinal plants: A case study from a rural community in Patagonia, Argentina. Biodiversity and Conservation 21, 1079-1093. .

Molares, S., Ladio, A.H., 2014. Medicinal plants in the cultural landscape of a Mapuche-Tehuelche community in arid Argentine Patagonia: an eco-sensorial approach. Journal of Ethnobotany and Ethnomedicine 10, 1-14.

Molares, S., Rovere, A.E., 2014. Restauración de un área de la reserva de la biósfera andino-norpatagónica: una propuesta basada en parámetros ecológicos y etnobotánicos. Agrociencia 48, 751-763.

Montaldo, P.R., 1974. La bioecología de *Araucaria araucana* (Mol) Koch. Bol. *Boletín del Instituto Forestal Latino-Americano de Investigación y Capacitación* 46-48, 3-55.

Moreno, E.V., 1942. Reminiscencias de Francisco P. Moreno. El Elefante Blanco, Buenos Aires, pp. 288.

Moreno-Calles, A.I., Casas, A., Toledo, V.M., Vallejo, M., 2016. Los sistemas agroforestales de México. UNAM, México.

Mundo, I.A., 2011. Historia de incendios en bosques de *Araucaria araucana* (Molina) K. Koch de Argentina a través de un análisis dendroecológico (Tesis Doctoral). Universidad Nacional de La Plata, La Plata, Argentina.

Mundo, I.A., El Mujtar, V.A., Perdomo, M.H., Gallo, L.A., Villalba, R., Barrera, M.D., 2010. *Austrocedrus chilensis* growth decline in relation to drought events in northern Patagonia, Argentina. Trees 24, 561-570.

Mundo, I.A., Kitzberger, T., Roig Juñent, F.A., Villalba, R., Barrera, M.D., 2013. Fire history in the *Araucaria araucana* forests of Argentina: Human and climate influences. International Journal of Wildland Fire 22, 194-206.

Mundo, I.A., Holz, A., González, M.E., Paritsis, J., 2017. Fire history and fire regimes shifts in Patagonian temperate forests, in: Amoroso, M.M., Daniels, L.D., Baker, P.J., Camarero, J.J. (Eds.), Dendroecology: Tree-Ring Analyses Applied to Ecological Studies. Springer, Berlin, pp. 211–229.

Muñoz, A., Muñóz Santibañez, P., 2016. Conflictos entre fauna silvestre y agricultura en Chile. Voz académica, Agronomía y forestal 53, 10-17.

Musters, G., 1871. At Home with the Patagonians: A Year's Wanderings over Untrodden Ground from the Straits of Magellan to the Rio Negro. Cambridge University Press, pp. 382.

Mutarelli, E., Orfila, E., 1969a. Los bosques de Tierra del Fuego y los primeros ensayos de tratamientos para su regeneración, conducción y organización. Revista Forestal Argentina 4, 123-137.

Mutarelli, E., Orfila, E., 1969b. Plan de investigaciones silvodasocráticas en las etapas de ordenación, recuperación y reproducción económica de los bosques andino-patagónicos. Actas del 1º Congreso Forestal. Argentino, Buenos Aires, pp. 722.

Mutarelli, E., Orfila, E., 1970. Ensayo de tratamientos experimentales en bosques de *Araucaria araucana* (Mol.) C. Koch en la zona del lago Moquehue, Neuquén, Argentina. Revista Forestal Argentina 14, 109-123.

Mutarelli, E., Orfila, E., 1971. Observaciones sobre la regeneración de Lenga, *Nothofagus pumilio* (Poepp. et Endl.) Oerst., en parcelas experimentales del lago Mascardi, Argentina. Revista Forestal Argentina 15, 109-115.

Mutarelli, E., Orfila, E., 1973. Algunos resultados de las investigaciones de manejo silvicultural que se realizan en los bosques Andino Patagónicos de la Argentina. Revista Forestal Argentina 13, 69-75.

Nuñez, C., Rovere, A.E., 2005. Dimorfismo sexual en el ciprés de la cordillera. Patagonia Forestal 3, 5-6.

O´Hara, K., Ramage, B.S., 2013. Silvicultura in an uncertain world: utilizing multiage management system to integrate disturbance. Forestry 86, 401-410.

Orellana, I., 1999. Evaluación de la regeneración de *Araucaria araucana* en sitios sometidos a pastoreo y cosecha de piñones, y en sitios libres de pastoreo y cosecha. (Tesina de grado para optar al título de Lic. en Cs. Biológicas). Universidad Nacional de la Patagonia San Juan Bosco, Esquel, Argentina.

Ormaechea, S.G., Peri, P.L., Molina, R., Mayo, J.P., 2009. Situación y manejo actual del sector ganadero en establecimientos con bosques de ñire (*Nothofagus antarctica*) de Patagonia Sur. 1º Congreso de Sistemas Silvopastoriles, Posadas, Argentina, pp. 385-393.

Ormaechea, S., 2012. Pastoreo estratégico de ambientes para mejorar la producción ovina en campos del ecotono bosque-estepa en Patagonia Sur. Tesis de Magíster, Universidad de Buenos Aires, Argentina, pp. 157.

Otero Durán, L., 2006. La huella del fuego. Historia de los bosques nativos. Poblamiento y cambios en el paisaje del sur de Chile, Pehuen, Santiago de Chile, pp. 171.

Otero, L., Contreras, A., Barrales, L., 1998. Cortas de protección en claros de bosque: efectos microclimáticos. Actas Primer Congreso Latinoamericano de IUFRO. Valdivia, Chile, pp. 8.

Oudkerk, L., Pastorino, M.J., Gallo, L., 2003. Siete años de experiencia en la restauración postincendio de un bosque de Ciprés de la Cordillera. Patagonia Forestal, 2,4-7.

Parque Nacional Lanín. 2012. Plan de Gestión. Tomo I "Caracterización y Diagnóstico" 261 pp. Tomo II "Estrategias", pp. 225.

Pastore, A.J., 1939. Las reservas nutritivas de los piñones de las araucarias argentinas. Darwiniana 3, 470-479.

Pastorino, M.J., Gallo, LA., Oudkerk, L., 2001. Aspectos genéticos a tener en cuenta en la cosecha comercial del "Ciprés de la Cordillera". Patagonia Forestal 7, 3-5.

Pastorino, M.J., Gallo, L.A., 2002. Quaternary evolutionary history of *Austrocedrus chilensis*, a cypress native to the Andean-Patagonian Forest. Journal of Biography 29, 1167-1178.

Pastorino, M.J., Aparicio, A., Azpilicueta, M.M, 2015. Regiones de Procedencia del Ciprés de la Cordillera y bases conceptuales para el manejo de sus recursos genéticos en Argentina. Ediciones INTA, Buenos Aires, pp. 107.

Peri, P.L., 2005. Sistemas silvopastoriles en ñirantales. IDIA XXI Forestal 8: 255-259.

Peri, P.L., 2006. Sistemas Silvopastoriles en bosques nativos de ñire de Patagonia Sur. SAGPyA Forestal 38, 1-7.

Peri, P.L., 2009. Sistemas Silvopastoriles en Patagonia: revisión del conocimiento actual. 1º Congreso de Sistemas Silvopastoriles. Posadas, Argentina, pp. 10-26.

Peri, P.L., Martínez Pastur, G., Vukasovic, R., Diaz, B., Lencinas, M.V., Cellini, J.M., 2002. Thinning schedules to reduce risk of windthrow in *Nothofagus pumilio* forests of Patagonia, Argentina. Bosque 23, 19-28.

Peri, P.L., Martínez Pastur, G., Monelos, L., Allogia, M., Livraghi, E., Christiansen, R., Sturzenbaum, M.V., 2005a. Sistemas silvopastoriles en bosques nativos de ñire: una estrategia para el desarrollo sostenible en la Patagonia Sur. En: Zárate, R., Artesi, L., (Eds), Dinámicas Mundiales, Integración Regional y Patrimonio en Espacios Periféricos, Universidad Nacional de la Patagonia Austral, Río Gallegos, pp.251-259.

Peri, P.L., Sturzenbaum, M.V., Monelos, L., Livraghi, E., Christiansen, R., Moretto, A., Mayo, J.P., 2005b. Productividad de sistemas silvopastoriles en bosques nativos de ñire (*Nothofagus antarctica*) de Patagonia Austral. Actas III Congreso Forestal Argentino y Latinoamericano, Corrientes, Argentina, pp. 10.

Peri, P.L., Gargaglione, V., Martínez Pastur, G., 2006a. Dynamics of above- and below-ground biomass and nutrient accumulation in an age sequence of *Nothofagus antarctica* forest of Southern Patagonia. Forest Ecology and Management 233, 85-99.

Peri, P.L., Monelos, H.L., Bahamonde, H.A., 2006b. Evaluación de la continuidad del estrato arbóreo en bosques nativos de *Nothofagus antarctica* bajo uso silvopastoril con ganado ovino en Patagonia Sur, Argentina. Actas IV Congreso Latinoamericano de Agroforestería para la Pecuaria Sostenible. Varadero, Cuba, pp. 6.

Peri, P.L., Hansen, N.E., Rusch, V., Monelos, L., Fertig, M., Bahamonde, Sarasola, M., 2009a. Pautas de manejo de sistemas silvopastoriles en bosques nativos de *Nothofagus antarctica* (ñire) en Patagonia. Actas Primer Congreso Nacional de Sistemas Silvopastoriles, Ediciones INTA, Posadas, Argentina, pp. 151-164.

Peri, P.L., Martínez Pastur, G., Lencinas, M.V., 2009b. Photosynthetic response to different light intensities and water status of two main *Nothofagus* species of southern Patagonian forests, Argentina. Journal of Forest Science 55, 101-111.

Peri, P.L., Gargaglione, V., Martínez Pastur, G., Lencinas, M.V., 2010. Carbon accumulation along a stand development sequence of *Nothofagus antarctica* forests across a gradient in site quality in Southern Patagonia. Forest Ecology and Management 260, 229 237.

Peri, P.L., Ormaechea, S., 2013a. Relevamiento de los bosques nativos de ñire (*Nothofagus antarctica*) en Santa Cruz: base para su conservación y manejo. Ediciones INTA, Buenos Aires. Argentina, pp. 88.

Peri, P.L., Martínez Pastur, G., Monelos, L., 2013b. Natural dynamics and thinning response of young lenga (*Nothofagus pumilio*) trees in secondary forests of Southern Patagonia. Bosque 34, 273-279.

Peri, P.L., Hansen, N.E., Bahamonde, H.A., Lencinas, M.V., Von Müller, A.R., Ormaechea, S., Gargaglione, S., Soler, R.M., Tejera, L., Lloyd, C.E., Martínez Pastur, G., 2016a. Silvopastoral systems under native forest in Patagonia, Argentina. En: Peri, P.L., Dube, F., Varella, A. (Eds.), Silvopastoral systems in southern South America. Springer, Switzerland, pp. 117-168.

Peri, P.L., Bahamonde, H.A., Lencinas, M.V., Gargaglione, S., Soler, R.M., Ormaechea, S., Martínez Pastur, G., 2016b. A review of silvopastoral systems in native forests of *Nothofagus antarctica* in southern Patagonia, Argentina. Agroforestry Systems 90, 933-960.

Peri, P.L., Lencinas, M.V., Bousson, J., Lasagno, R., Soler, R.M., Bahamonde, H.A., Martínez Pastur, G., 2016c. Biodiversity and ecological long-term plots in Southern Patagonia to support sustainable land management: The case of PEBANPA network. Journal for Nature Conservation 34, 51-64.

Peri, P.L., Banegas, N., Gasparri, I., Carranza, C., Rossner, B., Martínez Pastur, G., Cavallero, L., López, D., Loto, D., Fernández, P., Powel, P., Ledesma, M., Pedraza, R., Albanesi, A., Bahamonde, H., Eclesia, R., Piñeiro, G., 2017. Carbon Sequestration in Temperate. Silvopastoral Systems, Argentina. En: Montagnini, F., (Ed.), Integrating Landscapes: Agroforestry for Biodiversity Conservation and Food Sovereignty. Advances in Agroforestry, Springer, Cham, pp. 453-478.

Piotti, A., Leonardi, S., Buiteveld, J., Geburek, T., Gerber, S. Kramer, K., Vettori, C., Vendramin, G., 2012. Comparison of pollen gene flow among four European beech (*Fagus sylvatica* L.) populations characterized by different management regimes. Heredity 108, 322-331.

Pizarro, J.C., Rozzi, R., Anderson, C.B., Elphick, C., Ibarra, J.T., 2008. El Programa de Anillamiento del Parque Etnobotánico Omora: Ocho años redescubriendo las aves de los bosques del Cabo de Hornos. Boletín Chileno de Ornitología 7, 47-48.

Premoli, A.C., Kitzberger, T., 2005. Regeneration mode affects spatial genetic structure of *Nothofagus dombeyi* forests. Molecular Ecology 14, 2319-2329.

Premoli, A.C., Aizen, M.A., Kitzberger, T., Raffaele, E., 2006. Ecorregión Bosques Patagónicos: Situación ambiental en los Bosques Andino Patagónicos. En: Brown, A., Martinez Ortiz, U., Acerbi, M., Corcuera, J.F., (Eds.), La situación ambiental argentina 2005. Fundación vida silvestre, pp. 281-291.

Premoli, A.C., Acosta, M.C., Mathiasen, P., Donoso Zeguers, C., 2012. Variación genética en *Nothofagus* (subgénero *Nothofagus*). Bosque 33, 115-125.

Premoli, A.C, Mathiasen, P., Acosta, M.C., Ramos, V.A., 2012. Phylogeographically concordant chloroplast DNA divergence in sympatric *Nothofagus* s.s. How deep can it be? The New Phytologist 193, 261-275.

Puettmann, K.J., Coates, K.D., Messier, C.C., 2009. A critique of silviculture: managing for complexity. Island press, Washington, pp. 188.

Pulido, F., Diaz, B., Martinez Pastur, G., 2000. Incidencia del ramoneo del guanaco (Lama guanicoe) sobre la regeneración de lenga (*Nothofagus pumilio*) en bosques de Tierra del Fuego, Argentina. Investigación Agraria: Sistemas y Recursos Forestales 9, 381-394.

Quinteros, P., Hansen, N., Kutschker, A., 2008. Diferenciación de la vegetación del sotobosque en diferentes tipos de bosque de ñire (*Nothofagus antarctica*) bajo uso silvopastoril. Actas de la Segunda Reunión sobre *Nothofagus* en la Patagonia – EcoNothofagus 2008. Esquel, Argentina, pp. 44.

Quinteros, P., Hansen, N., Kutschker, A., 2010. Composición y diversidad del sotobosque de ñire (*Nothofagus antarctica*) en función de la estructura del bosque. Ecología Austral 20, 225-234.

Raffaele, E., de Torres Curth, M., Morales, C., Kitzberger, T., 2014. Ecología e historia natural de la Patagonia Andina. 1a Edición. Fundación de Historia Natural Félix de Azara, Ciudad Autónoma de Buenos Aires, pp. 256.

Rapoport, E.H., Ladio, A.H., 1999. Los bosques andino-patagónicos como fuentes de alimento. Bosque 20, 55-64.

Ramirez, C., Correa, M., Figueroa, H., San Martin, J., 1985. Variación del hábito y del hábitat de *Nothofagus antarctica* en el centro sur de Chile. Bosque 6, 55-73.

Rebertus, A.J., Veblen, T.T., 1993. Structure and tree-fall gap dynamics of old-growth *Nothofagus* forests in Tierra del Fuego, Argentina. Journal of Vegetation Science 4, 641-654.

Rebertus, A. J., Kitzberger, T., Veblen, T.T., Roovers, M., 1997. Blowdown history and landscape patterns in the Andes of Tierra del Fuego, Argentina, Ecology 78, 678-692.

Rechene, C., 2000. Los bosques de *Araucaria araucana* en Argentina. Estudios silvícolas. CIEFAP, Argentina, Universidad Técnica de Munich.

Reid, S., Díaz, I.A., Armesto, J.J., Willson, M.F., 2004. Importance of native bamboo for understory birds in Chilean temperate forests. The Auk 121, 515-525.

Reis, M.S., Ladio, A.H., Peroni, N., 2014. Landscapes with Araucaria in South America: Evidence for a Cultural Dimension. Ecology and Society 19, 43-53.

Reis, M.S., Montagna, T., Mattos, A.G., Filippon, S., Ladio, A.H., Marques, A. C., Zechini, A.A., Peroni, N, Mantovani, A., 2018. Domesticated Landscapes in Araucaria Forests, Southern Brazil: A Multispecies Local Conservation-by-Use System. Frontiers in Ecology and Evolution 6, 11.

Relva, M.A., Veblen, T.T., 1998. Impacts of large herbivores on *Austrocedrus chilensis* forests in Patagonia, Argentina. Forest Ecology and Management 108, 27-40.

Reque, J.A., Sarasola, M., Gyenge, J., Fernández, M.E., 2007. Caracterización silvícola de ñirantales del norte de la Patagonia para la gestión forestal sostenible. Bosque 28, 33-45.

Roig, F.A., Martínez Pastur, G., Moyano. V., Pinedo, L., Lencinas, M.V., 2002. Cambial activity, phenology and climate in *Nothofagus pumilio* forests of Tierra del Fuego, Argentina. Sixth International Conference on Dendrochronology. Quebec, Canada.

Rosenkjaer, C., Rusch, V., 2008. Guía de conservación del paisaje. Comunicación Técnica Nº69. Área Forestal- Ecología Forestal. INTA Bariloche. Series: Comunicaciones Técnicas, Bariloche.

Rothkugel, M., 1916. Los Bosques Patagónicos. Ministerio de Agricultura. Oficina de Bosques y Yerbales, Buenos Aires.

Rovere, A., 2008. Ensayo de restauración con *Austrocedrus chilensis* (Cupressaceae) en Patagonia, Argentina. En: González-Espinosa M., Rey Benayas, J.M., Ramírez-Marcial, N. (Eds). Restauración de bosques en América Latina. Mundi-Prensa, Mexico City, pp. 6-21.

Rovere, A.E., Molares, S., Ladio, A.H., 2013. Plantas utilizadas en cercos vivos de ciudades patagónicas: aportes de la etnobotánica para la conservación. Ecología Austral 23, 165-173.

Rovere, A.E., Martínez Pastur, G., Anderson, C., Suárez, M.L., Lencinas, M.V., Peri, P.L., Pastorino, M.J., Urretavizcaya, M.F., 2014. Ecorregión: Bosques Patagónicos. II Simposio de Restauración Ecológica en Argentina: enfoques y prioridades. Universidad Maimónides, pp. 32.

Rovere, A.E., Martínez Pastur, G., Anderson, C., Suárez, M.L., Lencinas, M.V., Peri, P.L., Pastorino, M.J., Urretavizcaya, M.F., 2016. Identificación de áreas prioritarias para la restauración en la eco-región de Bosques Patagónicos: avances y perspectivas. 4to Simposio de Restauración Ecológica en Argentina: áreas prioritarias, políticas público-privadas, y metas 2020. VI reunión binacional de ecología. Puerto Iguazú, Argentina.

Rovere, A.E. 2015. Review of the science and practice of restoration in Argentina: increasing awareness of the discipline. Restoration Ecology 23, 508-512.

Roveta, R., 2004. Propuesta para mejorar el sistema de evaluación y fiscalización de planes de manejo en bosques de Lenga de Chubut a partir de criterios e indicadores de sustentabilidad. 128 pp. Tesis de grado Ing. Forestal, Univ. S.J. Bosco, Esquel.

Rozzi, R., 2012. Biocultural Ethics: Recovering the vital links between the inhabitants, their habits, and habitats. Environmental Ethics 43, 27-50.

Ruiz, E.V., Rizzuto, S., Martínez, P.A., 2015. Primeros registros de ácaros oribátidos (Acari: Oribatida) de bosques de *Nothofagus pumilio* en la región Patagónica, Chubut, Argentina. Revista de la Sociedad Entomológica Argentina 74, 69-73.

Rusch, V., 1989a. Determinación de las transiciones de estado en bosques de lenga (*Nothofagus pumilio*). Informe final beca CONICET, pp. 77.

Rusch, V., 1989b. Transiciones de estado en bosques de lenga. Com Tec. N 6 Ecologia Forestal, INTA EEA Bariloche, pp. 74.

Rusch, V., Sarasola, M., Laclau, P., 2000. Sustentabilidad Eeconómica y Social de las Forestaciones en la Región

Andinopatagónica. Informe Final PIA 13/98, INTA EEA Bariloche, pp. 60.

Rusch, V., Sarasola, M., Schlichter, T., 2005. Indicadores de biodiversidad para el manejo sostenible de bosques de *Nothofagus* en Patagonia. IDIA, XXI, 8-14.

Rusch, V., Lantschner, M.V., 2006. The need to improve the definition of "fragmentation". Habitat models as a tool. Workshop on Forest Fragmentation in South America, Bariloche, Argentina.

Rusch, V., Vila, A., Marqués, B., 2008. Conservación de la biodiversidad en sistemas productivos. Forestaciones del Noroeste de la Patagonia. Ediciones INTA, pp. 89.

Rusch, V., Vila, A., Marqués, B., Lantschner, V., 2015. Conservación de la biodiversidad en sistemas productivos: fundamentos y prácticas aplicadas a forestaciones del noroeste de la Patagonia. INTA - MAGyP – UCAR, Buenos Aires, pp. 128.

Rusch, V., Cavallero, L., López, D., 2016. El modelo de estados y transiciones como herramienta para la aplicación de la ley de bosques. Patagonia Forestal 1, 20-27.

Rusch, V., López, D.R., Cavallero, L., Rusch, G.M., Garibaldi, L.A., Grosfeld, J.E., Peri, P.L., 2017. Modelo de Estados y Transiciones de los ñirantales del NO de la Patagonia como herramienta para el uso silvopastoril sostenible. Ecología Austral 27, 266-278.

Sabatier, Y., Azpilicueta, M., Marchelli, P., González-Peñalba, M., Lozano, L., García, L., Martínez, A., Gallo, L., Umaña, L., Bran, D., Pastorino, M., 2011. Distribución natural de *Nothofagus nervosa* y *Nothofagus obliqua* (Nothofagaceae) en Argentina, dos especies de primera importancia forestal de los bosques templados norpatagónicos. Boletín Sociedad Argentina de Botánica 46, 131-138.

Sanguinetti, J., 2008. Producción y predación de semillas, efectos de corto y largo plazo sobre el reclutamiento de plántulas - Caso de estudio: *Araucaria araucana*. Tesis de Doctorado. Universidad Nacional del Comahue – CRUB, pp 141.

Sarasola, M., López, D., Gaitán, J., Siffredi, G., 2008. Productividad de sistemas silvopastoriles en bosques de ñire en la cuenca del río Foyel. Actas de la Segunda Reunión sobre *Nothofagus* en la Patagonia – EcoNothofagus 2008. Esquel, Chubut, pp. 156-164.

Saucedo, C., 2006. V Reunión Binacional de conservación del Huemul, El Chaltén, Argentina.

Saucedo, C., Gill, R., 2004. Interacción del huemul y la actividad forestal. Documento preliminar de trabajo. Informe Proyecto Huemul- Darwin, pp. 8.

Sayds (Secretaría de Ambiente y Desarrollo Sostenible, Ministerio de Salud, Argentina). 2004. Atlas de los bosques nativos argentinos. Dirección de Bosques. Buenos Aires, Argentina.

Sanguinetti, J., Kitzberger, T., 2008. Patterns and mechanisms of masting in the large-seeded southern hemisphere conifer *Araucaria araucana*. Austral Ecology 33, 78-87.

Sanguinetti, J., Kitzberger, T., 2010. Factors controlling seed predation by rodents and non-native *Sus scrofa* in *Araucaria araucana* forests: potential effects on seedling establishment. Biological Invasions 12, 689-706.

Santos, G., 2015. Madereros del lago Lácar. En: Por aquí pasó Neruda. P Bestard (ed.). Educo - Editorial Universidad Nacional del Comahue. 154 pp.

Sarasola, M.M., Rusch, V.E., Schlichter, T.M., Ghersa, C.M., 2006. Invasión de coníferas forestales en áreas de estepa y bosques de ciprés de la cordillera en la Región Andino Patagónica. Ecología Austral 16, 143-156.

Scanu, B., Jones, B., Webber, J.F., 2012. A new disease of *Nothofagus* in Britain caused by *Phytophthora pseudosyringae*. New Disease Reports 25, 2044-0588.

Schlatter, J., 1994. Requerimientos de sitio para la lenga, *Nothofagus pumilio* (Poepp. *et* Endl.) Krasser. B osque 15, 3-10.

Schlatter, R.P., 1995. Ornithology. Informe del Subproyecto 94-14. Estudios de línea base: Proyecto Río Cóndor (Chile), pp. 51.

Schmaltz, J., Gonda, H., 1991. Descripción de un bosque nativo de ciprés y propuestas para su futuro manejo. Actas II Congreso Internacional de Gestión de Recursos Naturales, Valdivia, Chile.

Schmidt, H., 1985. Tratamientos silviculturales para el manejo de los bosques nativos de las provincias patagónicas de la República Argentina. Informe. Proyecto de Cooperación Técnica para el desarrollo de la Región Sur de Argetina. OEA.

Schmidt, H., Urzúa, A., 1982. Transformación y manejo de los bosques de Lenga en Magallanes. Universidad de Chile. Ciencias Agrícolas 11, pp 62.

Scholz, F.G., Bucci, S.J., Goldstein, G., 2014. Strong hydraulic segmentation and leaf senescence due to dehydration may trigger die-back in *Nothofagus dombeyi* under severe droughts: a comparison with the co-occurring *Austrocedrus chilensis*. Trees 28, 1475-1487.

SER .2004. Society for Ecological Restoration. International, Grupo de Trabajo sobre ciencia y política. Principios de SER International sobre la restauración ecológica.

Shepherd, J.D., Ditgen, R.S., Sanguinetti, J., 2008. *Araucaria araucana* and the austral parakeet: Predispersal seed predation on a masting species. Revista Chilena de Historia Natural 81, 395-401.

Shepherd, J.D., Ditgen, R.S., 2012. Predation by *Rattus norvegicus* on a native small mammal in an *Araucaria araucana* forest of Neuquén, Argentina. Revista Chilena de Historia Natural 85, 155–159.

Siefeld, W., Venegas, C., 1980. Poblamiento e impacto ambiental de *Castor canadensis* Kuhl, en Isla Navarino, Chile. Anales del Instituto de la Patagonia 11: 247-257.

Silva, C., Repetto, F., Droguett, D., Moraga, C., Vila, A., 2011. Actas de taller: Hacia un plan para la conservación del huemul *Hippocamelus bisulcus* (Molina, 1782) en la zona austral de Chile. Anales del Instituto de la Patagonia 39, pp. 119-136.

Simanonok, M., Anderson, C.B., Martínez Pastur, G., Lencinas, M.V., Kennedy, J., 2011. A comparison of impacts from silviculture practices and North American beaver invasion on stream benthic macroinvertebrate community structure and function in Nothofagus forests of Tierra del Fuego. Forest Ecology and Management 262, 263-269.

Smith, D.M., Larson, B.C., Kelty, M.J., Ashton, P.M.S. 1997. The practice of Silviculture: applied forest ecology, 9th ed. John Wiley & Sons, Inc., New York, pp. 560.

Sirombra, M., Rovere, A.E., 2018. Boletín de la Sociedad Iberoamericana y del Caribe de Restauración Ecológica 3: 1-5.

Sola, G., El Mujtar, V., Gallo, L., 2014. Impacto del manejo silvícola en la estructura genética de la regeneración natural del bosque mixto de Nothofagus. XLIII Congreso Argentino de Genética. San Carlos de Bariloche.

Sola, G., El Mujtar, V., Tsuda, Y., Vendramin, G., Gallo, L., 2016. The effect of silvicultural management on the genetic diversityof a mixed Nothofagus forest in Lanín Natural Reserve, Argentina. Forest Ecology and Management 363, 11–20.

Soliani, C., Umaña, F., Mondino, V., Thomas, E., Pastorino, M.J., Gallo, L.A., Marchelli, P., 2017: Zonas Genéticas de Lenga y Ñire en Argentina, y su aplicación en la conservación y manejo de los recursos forestales. Ed. INTA, Bariloche, 55 pp.

Soler, R.M., Martínez Pastur, G., Lencinas, M.V., Peri, P.L., 2010. Flowering and seeding patterns in primary, secondary and managed *Nothofagus antarctica* South Patagonian forests. New Zealand Journal of Botany 48, 63-73.

Soler, R.M., Martínez Pastur, G., Lencinas, M.V., Borrelli, L., 2013a. Seasonal diet of *Lama guanicoe* (Camelidae: Artiodactyla) in a heterogeneous landscape of South Patagonia. Bosque 34, 129-141.

Soler, R.M., Martínez Pastur, G., Lencinas, M.V., Rosenfeld, M., 2013b. Variable retention management influences biomass of Misodendrum and Usnea in *Nothofagus pumilio* southern Patagonian forests. New Zealand Journal of Botany 52, 224-235.

Soler, R.M., Martínez Pastur, G., Lencinas, M.V., Peri, P.L., 2015. Mistletoe and epiphytic lichen contributes to litter input in *Nothofagus antarctica* forests. Acta Oecologica 68, 11-17.

Soler, R., Espelta, J.M., Lencinas, M.V., Peri, P.L., Martínez Pastur, G., 2017. Masting has different effects on seed predation by insects and birds in antarctic beech forests with no influence of forest management. Forest Ecology and Management 400, 173-180.

Spagarino, C., Martínez Pastur, G., Peri, P.L., 2001. Changes in *Nothofagus pumilio* forest biodiversity during the forest management cycle: 1. Insects. Biodiversity and Conservation 10, 2077-2092.

Speziale, K., Ezcurra, C., 2008 ¿Es importante conservar el ñire? II Reunión sobre Nothofagus en la Patagonia. Esquel, Argentina, pp. 50.

Suarez, M.L., Ghermandi, L., Kitzberger, T., 2004. Factors predisposing episodic drought induced tree mortality in Nothofagus–site, climatic sensitivity and growth trends. Journal of Ecology 92, 954-966.

Suarez, M.L., Kitzberger, T., 2008. Recruitment patterns following a severe drought: long-term compositional shifts in Patagonian forests. Canadian Journal of Forest Research 38, 3002-3010.

Suarez, M.L., Kitzberger, T., 2010. Differential effects of climate variability on forest dynamics along a precipitation gradient in northern Patagonia. Journal of Ecology 98, 1023-1034.

Szymañski, C., Fontana, G., Sanguinetti, J., 2017. Natural and anthropogenic influences on coarse woody debris stocks in Nothofagus–Araucaria forests of northern Patagonia, Argentina. Austral Ecology 42, 48–60.

Tacón Clavaín, A., 2004. Manual de productos forestales no madereros. CIPMA, Valdivia, Chile, pp. 64.

Thompson, I., Curran, W., Hancock, J., Butler, C., 1992. Influence of moose browsing on successional forest growth on black spruce sites in Newfoundland. Forest Ecology and Management 47, 29-37.

Tejera, L., Hansen, N., Fertig, M., 2005. Efecto de la cobertura arbórea y del pastoreo vacuno sobre el establecimiento de la regeneración de *Nothofagus antactica* (G. Forst) Oerst. Actas III Congreso Forestal Argentino y Latinoamericano. Corrientes, Argentina, pp. 7.

Thomas, E., Jalonen, R., Loo, J., Boshier, D., Gallo, L., Cavers, S., Bordács, S., Smith, P., Bozzano M., 2014. Genetic considerations in ecosystem restoration using native tree species. Forest Ecology and Management 333, 66-75.

Toro Manríquez, M., Mestre, L., Lencinas, M.V., Promis, A., Martínez Pastur, G., Soler, R., 2016. Flowering and seeding patterns in pure and mixed Nothofagus forests in Southern Patagonia. Ecological Processes 5, 21-33.

Torres, A.D., Cellini, J.M., Lencinas, M.V., Barrera, M.D., Soler, R., Díaz-Delgado, R., Martínez Pastur, G., 2015. Seed production and recruitment in primary and harvested *Nothofagus pumilio* forests: Influence of regional climate and years alter cuttings. Forest Systems 24, e016.

Tortorelli, L.A., 1942. La explotación racional de los bosques de Araucaria de Neuquén. Su importancia económica. Sep. Serv. VI, Escuela de Estudios Argentinos, Buenos Aires, pp. 74.

Tortorelli, L.A., 1947. Los incendios de bosques en la Argentina. Ministerio de Agricultura, Buenos Aires.

Tortorelli, L.A., 1956. Maderas y bosques argentinos. Editorial Acme, Buenos Aires.

Tortorelli, L.A., 2009. Maderas y bosques argentinos, Tomo I. Orientación Grafica Editora, Buenos Aires, pp. 515.

Trine, C., 1998. Wood Thrush population sinks and implications for the scale of regional conservation strategies. Conservation Biology 12, 576-585.

UNESCO. 2010. Biosphere Reserves World Network 564 in 109 Countries. The Man and Biosphere Programme.

Urretavizcaya, M.F., 2010. Propiedades del suelo en bosques quemados de *Austrocedrus chilensis* en Patagonia, Argentina. Bosque 31, 140-149.

Urretavizcaya, M.F., 2005. Cambios ambientales y restauración ecológica postincendio en bosques de Austrocedrus chilensis. Tesis de Doctorado Universidad Nacional del Comahue (UNC), 205 p.

Urretavizcaya, M.F., Defossé, G.E., 2013. Effects of nurse shrubs and tree shelters on survival and growth of two *Austrocedrus chilensis* seedling types in a forest restoration trial in semiarid Patagonia, Argentina. Annals of Forest Science 70, 21-30

Urretavizcaya, M.F., Pastorino, M., Mondino, V., Contardi, L., 2015. La plantación con árboles nativos. En: Chauchard, L., Frugoni, M.C., Nowak, C., (Eds.) Manual de Buenas Prácticas para el Manejo de plantaciones forestales en el noroeste de la Patagonia. Buenos Aires. 335-368.

Urretavizcaya, M.F., Gonda, H.E., Defossé, G.E., 2017. Effects of post fire plant cover in the performance of two cordilleran cypress (Austrocedrus chilensis) seedling stocktypes planted in burned forests of northeastern Patagonia, Argentina. Environmental Management 59, 419-430.

Urretavizcaya, M.F., Caselli, M.M., Loguercio, G., Defossé, G., 2018. Enriquecimiento de Bosques Degradados de ciprés de la cordillera con especies nativas de alto valor forestal. Informe Final Proyecto PIA 14067, UCAR-CIEFAP

Urretavizcaya M.F. y Defossé G. 2019. Post-fire logging and ground competition on survival and growth on seedlings in active restoration in Austrocedrus burned forests. International Journal of Wildland Fire 28, 365-376.

van Konÿnenburg, E., 1990a. Los bosques de ciprés en la provincia de Río Negro. Manejo Forestal. Dendron II.

van Konÿnenburg, E., 1990b. Los bosques de ciprés en la provincia de Río Negro: estado, estructura y dinámica. Dendron II.

Vázquez, D.P., Alvarez, J.A., Debandi, G., Aranibar, J.N., Villagra, P.E., 2011. Ecological consequences of dead wood extraction in an arid ecosystem. Basic and Applied Ecology 12, 722-732.

Veblen, T.T., 1979. Structure and dynamics for Nothofagus forests near timberline in South-central Chile. Ecology 60, 937-945.

Veblen, T.T., Delmastro, R., 1976. Los recursos genéticos de *Araucaria araucana* en Chile. Información sobre Recursos Genéticos Forestales (FAO) 5, 2-5.

Veblen, T.T., 1982. Regeneration patterns in *Araucaria araucana* forests in Chile. Journal of Biogeography 9, 11-28.

Veblen, T.T., Lorenz, D.C., 1988. Recent vegetation changes along the forest-steppe ecotone of northern Patagonia. Annals of the Association of American Geographers 78, 93-111.

Veblen, T.T., Kitzberger, T., Lara, A., 1992. Disturbance and forest dynamics along a transect from Andean rain forest to Patagonian shrubland. Journal of Vegetation Science, 3, 507-520.

Veblen, T., Burns, B., Kitzberger, T., Lara, A., Villalba, R., 1995. The Ecology of the Conifers of southern South America. En: Enright N.J., Hill R. (Eds.). Ecology of the Southern Conifers. Melbourne University Press, pp. 120-155.

Veblen, T.T., Donoso, C., Kitzberger, T., Rebertus, A.J., 1996. Ecology of southern Chilean and Argentinean Nothofagus forests. En: Veblen, T.T., Hill, R.S., Read, J. (Eds.), Ecology and biogeography of Nothofagus forests. Yale University Press, New Haven, pp. 293-353.

Vila, A., Borrelli, L., 2011. Cattle in the Patagonian forests: Feeding ecology in Los Alerces National Reserve. Forest Ecology and Management 261, 1306-1314.

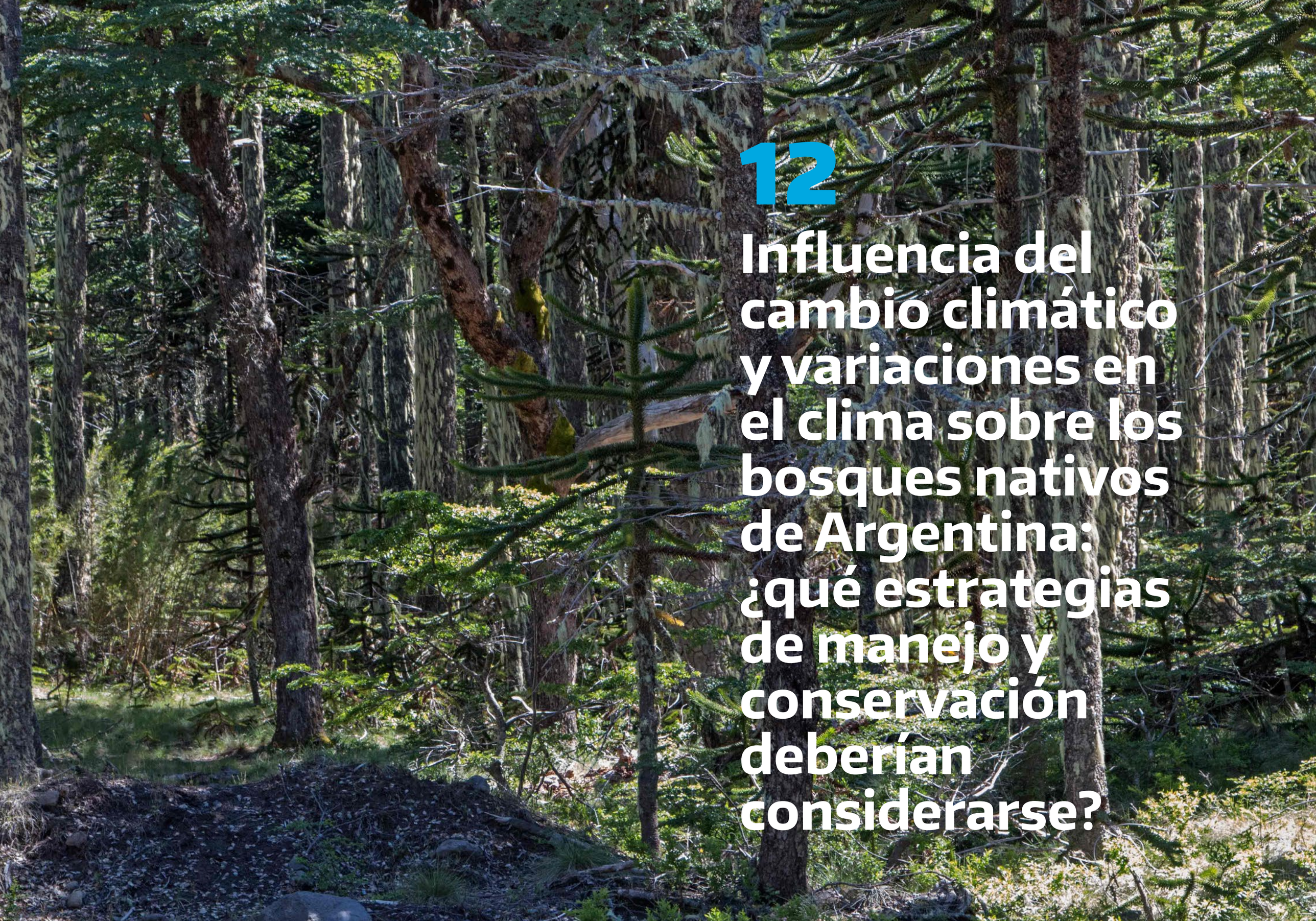
Villagrán, C., 2001. Un modelo de la historia de la vegetación de la Cordillera de La costa de Chile central sur: la hipótesis glacial de Darwin. Revista Chilena de Historia Natural 74, 793-803.

Walters, C. J. 1986. Adaptive management of renewable resources. Macmillan, New York.

Whitham, T.G., Bailey, J.K., Schweitzer, J.A., Shuster, S.M., Bangert, R.K., LeRoy, C.J., Lonsdorf, E.V., Allan, G.J., DiFazio, S.P., Potts, B.M., Fischer, D.G., Gehring, C.A., Lindroth, R.L., Marks, J.C., Hart, S.C., Wimp, G.M., Wooley, S.C., 2006. A framework for community and ecosystem genetics: from genes to ecosystems. Nature Reviews Genetics 7, 510–523.

Wigley, TB., Roberts, T.H., 1997. Landscape-level effects of forest management on faunal diversity in bottomland hardwoods. Forest Ecology and Management 90, 141-154.

Willis, B., 1914. El norte de la Patagonia. Comisión de estudios hidrológicos. Buenos Aires



12

Influencia del cambio climático y variaciones en el clima sobre los bosques nativos de Argentina: ¿qué estrategias de manejo y conservación deberían considerarse?

Autores

Guillermo Martínez Pastur[1]; Alejandro Huertas Herrera[1]; Yamina M. Rosas[1]; Marcelo D. Barrera[2]; Mariano M. Amoroso[3]; María F. Alcobé[4]; Ricardo Díaz Delgado[5]; Fidel A. Roig[6]; Silvia D. Matteucci[7]; Pablo L. Peri[8].*

[1]Centro Austral de Investigaciones Científicas (CADIC), Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET), Argentina. [2]Laboratorio de Investigación de Sistemas Ecológicos y Ambientales (LISEA), Universidad Nacional de La Plata (UNLP), Argentina. 3Instituto de Investigaciones en Recursos Naturales, Agroecología y Desarrollo Rural (IRNAD), Universidad Nacional de Río Negro, e Instituto de Investigaciones en Recursos Naturales, Agroecología y Desarrollo Rural (IRNAD), Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET), Argentina. [4]Dirección Nacional de Cambio Climático, Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible de la Nación, Argentina. [5]Laboratorio de SIG y Teledetección, Estación Biológica de Doñana, Consejo Superior de Investigaciones Científicas (CSIC), España.

[6]Instituto Argentino de Nivología, Glaciología y Ciencias Ambientales (IANIGLA), Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET), Argentina. [7]Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET), Argentina. [8]Universidad Nacional de la Patagonia Austral (UNPA), Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria (INTA), Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET), Argentina. *Autor de correspondencia: Houssay 200 (9410) Ushuaia, Tierra del Fuego, Argentina. E-mail: gpastur@conicet.gov.ar

Resumen

El cambio climático y las variaciones en el clima son un factor de gran incidencia sobre el desarrollo de los diferentes ecosistemas a lo largo del tiempo, donde las tendencias del cambio climático indican un aumento en la temperatura y cambios sustanciales en los patrones de precipitación, así como importantes variaciones en el corto plazo en el clima regional. En este contexto, es necesario cambiar los paradigmas silvícolas, desde esquemas estáticos y poco plásticos hacia esquemas dinámicos que se adapten a estos cambios potenciales. Esta contribución tiene como objetivo presentar el cambio climático y las variaciones en el clima reciente en la Argentina en general y en regiones forestales en particular, describiendo su influencia sobre la productividad primaria neta. Para los últimos 15 años es posible observar cambios importantes en las variables

estudiadas, donde la magnitud y dirección de cambio no es homogénea para todo el país ni para las regiones forestales estudiadas (por ejemplo hay áreas donde el cambio es positivo y en otras es negativo). Algunos de estos cambios son fuertemente influidos por fenómenos climáticos de gran escala (por ejemplo El Niño / La Niña) que generan extremos climáticos que agudizan aún más el impacto de las tendencias en las variaciones del clima, en general. En este contexto es necesario conformar una nueva visión de la silvicultura en estos tiempos de cambio, definiendo los parámetros a tener en cuenta para el desarrollo de nuevas estrategias de manejo silvícola y de la conservación de nuestros bosques nativos. Para ello, se discuten recomendaciones para la elaboración de diferentes estrategias de conservación y manejo silvícola de acuerdo con los resultados presentados.

12.1 Introducción

El cambio climático es un fenómeno que ha acompañado a nuestro planeta a lo largo de su historia, ha determinado la posibilidad de que exista la vida tal como la vemos hoy en día. Es además, el principal factor que influye sobre el desarrollo de los diferentes ecosistemas a lo largo del tiempo (Mancini, 2009; Hoegh-Guldberg y Bruno, 2010; Guerra *et al.,* 2017). Los factores que inciden sobre dicho fenómeno son innumerables (p. ej., dinámica del sol, movimiento de las placas tectónicas, actividad magmática, capa de ozono y dinámica atmosférica, entre otros), pero recientemente, la influencia de la sociedad humana ha determinado que las tasas de cambio se modifiquen en forma significativa (p. ej., emisión de gases de invernadero y otros gases y compuestos químicos contaminantes, tasas de deforestación y cambios de cobertura del suelo, entre otros) (Rosenzweig *et al.,* 2008; Gifford *et al.,* 2011). Es así que hoy existe amplia evidencia de los impactos ecológicos producidos por este fenómeno, abarcando todo el planeta, desde los polos a los ecosistemas tropicales (Walther *et al.,* 2002), y en todos los niveles ecosistémicos. Por ello, el cambio climático incrementa la vulnerabilidad de los ecosistemas y desencadena efectos sobre las comunidades humanas que dependen de esos ecosistemas por los beneficios que brindan (Millar y Stephenson, 2015).

Pareciera difícil entender y ver, que nuestro planeta en general y nuestro entorno en particular, es un sistema dinámico con cambios naturales en períodos de tiempo relativamente cortos (p. ej. algunos cientos de años) si consideramos los procesos naturales en toda su extensión (p. ej. la descomposición de algunos troncos en los bosques patagónicos puede superar los 400 años, y en algunos casos miles de años) (Frangi *et al.,* 1997; Roig *et al.,* 2001). Los silvicultores y los gestores vemos a nuestros bosques nativos como sistemas estables en el tiempo, siendo las propuestas que se implementan poco plásticas ante los potenciales cambios que puedan ocurrir dentro del período de duración de uno o más turnos de corta (p. ej. algunos períodos de manejo suelen superar los 100 años de planificación) (Martínez Pastur *et al.,* 2004).

Los monitoreos de largo plazo y el avance en las tecnologías de captura de datos (p. ej. imágenes de satélite) han permitido generar modelos y tendencias en proceso de cambio climático para nuestro planeta, donde surge principalmente un aumento en la temperatura media y cambios sustanciales en los patrones de distribución y volumen de la precipitación para las últimas décadas (fig. 12.1) (Walther *et al.,* 2002; Barros *et al.,* 2015; Camarillo-Naranjo *et al.,* 2018). Estos cambios influyen en forma significativa sobre las funciones ecosistémicas de los sistemas naturales y bajo manejo (p. ej. Zhao y Running, 2010). Cabe destacar que estas tendencias muestran que la magnitud y dirección del cambio no es la misma en todo el planeta, y que varía con la región considerada, donde influyen diferentes procesos y fenómenos (p. ej. El Niño) que alteran la linearidad de los modelos que usualmente se presentan para el largo plazo (Tsonis *et al.,* 2003; Latif y Keenlyside, 2009). Aún más, las tendencias en los estados del clima, no solo involucran un marcado incremento en la temperatura media, sino también un aumento de la variabilidad climática en el corto plazo (Easterling *et al.,* 2000). Tal como lo indican las proyecciones climáticas del IPCC (2014), los episodios extremos se tornarán más frecuentes e intensos, y por consiguiente su efecto sobre los ecosistemas a nivel global será mayor.

Los cambios climáticos tienen el potencial de alterar el funcionamiento de los ecosistemas a

través de impactos directos sobre la dinámica de la poblacional, alterando los ritmos de crecimiento de los árboles y la composición y la estructura de los bosques (van Mantgem *et al.,* 2009). Allen y colaboradores (2010) alertan los riesgos existentes para los bosques ante los cambios climáticos que se están sucediendo. Sumado a esto, existe evidencia creciente de que otros ecosistemas forestales también podrían estar en riesgo (Seager *et al.,* 2007; Adams *et al.,* 2009; Peng *et al.,* 2011). Entre los cambios más notables ya informados a nivel mundial aparecen las aceleradas tasas de mortalidad de árboles (van Mantgem *et al.,* 2009; Allen *et al.,* 2010). Estas tendencias han sido atribuidas a los impactos directos e indirectos del estrés por sequía y a las altas temperaturas registradas en las últimas décadas y se espera que continúen como resultado del calentamiento global y sequías en muchas regiones (Cook *et al.,* 2014; Allen *et al.,* 2015). Si bien en general los impactos directos de la muerte de individuos son predecibles, una reciente revisión destacó las grandes incertidumbres que permanecen en la dinámica forestal como resultado de estos generalizados episodios de mortalidad asociados a eventos de sequía, indicando incluso algunos casos de autoreemplazo potencial de especies (Martínez-Vilalta y Lloret, 2016).

Los cambios climáticos tienen la capacidad de alterar los regímenes de disturbios, tanto naturales como antrópicos, los cuales a su vez modulan la estructura y composición de un bosque (Pickett y White, 1985). El clima indirectamente afecta la frecuencia, la magnitud, el tipo y la extensión de los disturbios, los que a su vez introducen profundos cambios en la estructura y composición de los bosques (Pickett y White, 1985; Overpeck *et al.,* 1990; Kitzberger *et al.,* 2000; Veblen *et al.,* 2005). Los regímenes de disturbios están cambiando rápidamente como resultado de los cambios globales, y las consecuencias de tales cambios para los ecosistemas y los sistemas socioecológicos vinculados serán profundos (Turner, 2010; Seidl *et al.,* 2011). Estos cambios impulsados por los nuevos escenarios climáticos conducirán a nuevos patrones espaciales y regímenes alterados de disturbios y nuevas trayectorias de desarrollo en los bosques que producirán marcados cambios en los ecosistemas y los servicios ecosistémicos en el corto plazo (años a décadas) y a largo plazo (siglos y más). Entre los cambios más importantes relacionados al régimen de disturbios se destacan aumentos en la frecuencia y severidad de incendios (Pechony y Shindell, 2010; Westerling, 2016) y eventos episódicos de ataques de insectos (Paritsis y Veblen, 2011; Kautz *et al.,* 2017). Una síntesis global de los efectos del cambio climático sobre diferentes agentes de disturbio (abióticos y bióticos) concluye que las condiciones más cálidas y secas facilitarán especialmente los incendios, la sequía y los ataques de insectos, mientras que las condiciones más cálidas y húmedas aumentarán las perturbaciones causadas por el viento y los agentes patógenos. Es probable que las interacciones generalizadas entre agentes amplifiquen las perturbaciones (Seidl *et al.,* 2017).

En este contexto, es necesario cambiar los paradigmas silvícolas, desde esquemas estáticos y poco plásticos hacia esquemas dinámicos que se adapten a estos cambios potenciales, y que en su mayoría son poco predecibles en el mediano y largo plazo. Estas propuestas silvícolas además deben considerar los eventos extremos, que también forman parte del cambio climático (p. ej. mayor frecuencia de sequías, ondas de calor o episodios de heladas extremas) (Katz y Brown, 1992; Jentsch y Beierkuhnlein, 2008; IPCC, 2014; Suárez *et al.,* 2015; Spinoni *et al.,* 2018), así como las modificaciones en las dinámicas de poblaciones naturales de insectos y/o enfermedades diversas que puedan convertirse en plagas (p.

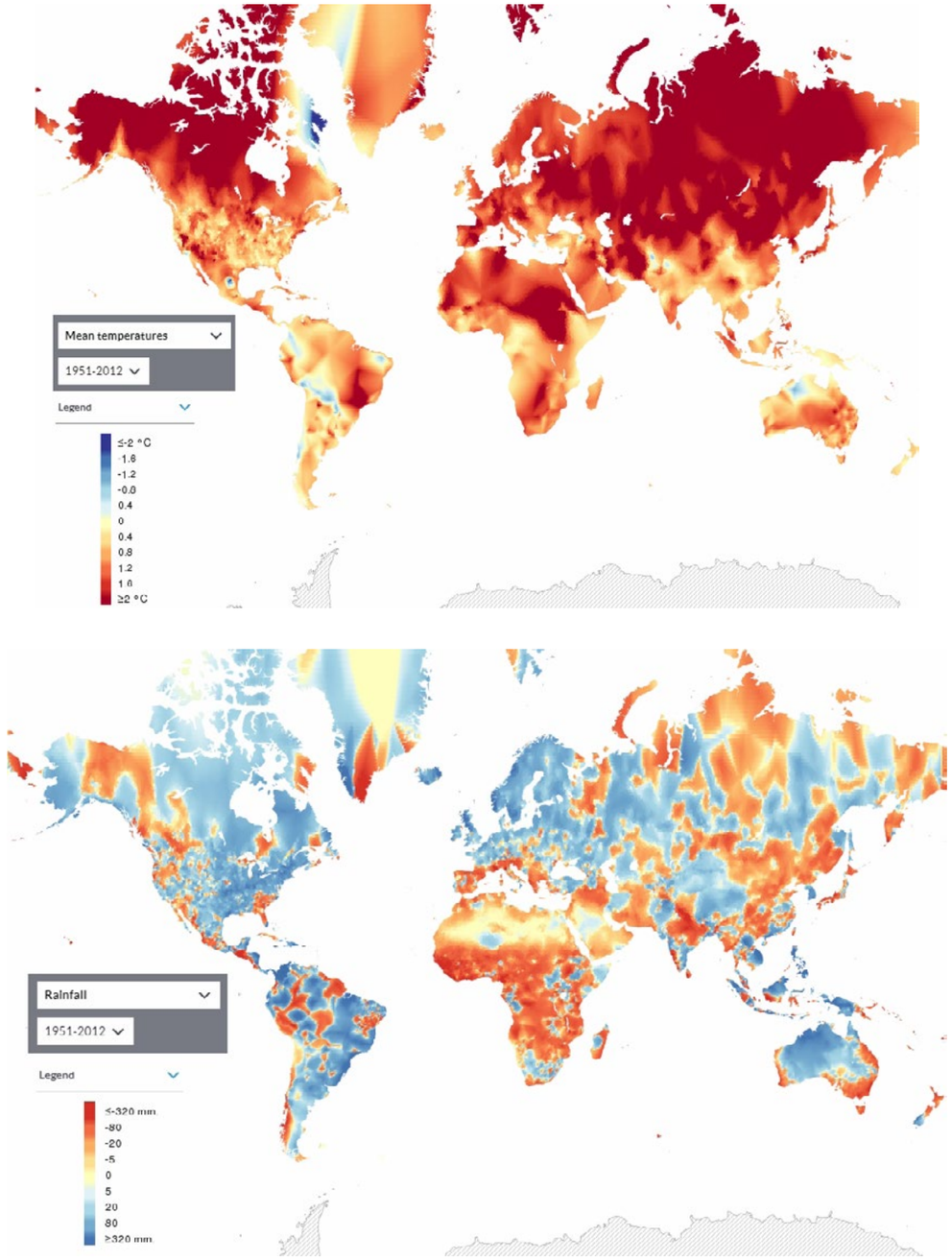


Figura 12.1. Tendencias globales de cambio (1951-2012) para las temperaturas medias (°C) y la precipitación anual (mm) a nivel mundial (extraído de http://globalclimatemonitor.org/) (Camarillo-Naranjo *et al.,* 2018).

ej. ataques de defoliadores) (Volney y Fleming, 2000; Logan *et al.,* 2003; Seidl *et al.,* 2017). Aún más, es necesario considerar la respuesta de las especies a las variaciones climáticas, no solo respecto de la temperatura y la precipitación, sino también en relación a la interacción con las condiciones existentes de los rodales, el tipo de disturbio, la competencia, o la disponibilidad de recursos (Nitschke *et al.,* 2012). Por otra parte, es necesario considerar que los cambios en el clima pueden tener efectos diferentes y antagónicos a lo largo de la distribución de una especie forestal, como los que ocurren a lo largo de gradientes latitudinales/longitudinales o altitudinales. Para la Patagonia, Srur *et al.*, (2008) han reportado incrementos significativos en el crecimiento radial de bosques cercanos al límite altitudinal de *Nothofagus* conforme al incremento en las temperaturas, mientras que los bosques basales mostraron una tendencia negativa en el crecimiento en respuesta a una intensificación del déficit hídrico.

Por otra parte, estos cambios en el clima pueden influir en los ciclos naturales de reproducción y de regeneración del bosque, por lo que deben ser considerados en los tiempos de planificación del manejo del recurso forestal (Millar *et al.,* 2007; Hallegatte, 2009; Carrilla y Grau, 2010); p. ej., se ha determinado que diferentes eventos climáticos influyen sobre la producción de semillas, así como en el establecimiento y sobrevivencia de las plántulas del bosque de *Nothofagus* en Patagonia sur (Bahamonde *et al.,* 2011; Torres *et al.,* 2015). Pero a los efectos del clima se suman los antrópicos, que pueden potenciar a los primeros (Crausbay *et al.,* 2017). En bosques de *Araucaria araucana* del noroeste de Patagonia se ha observado una escasa representación de clases etarias menores a 100 años en los sectores más secos de su distribución, lo que se revela como una combinación de dificultades en el reclutamiento natural debida a condiciones de mayor sequía y consumo de propágulos por ganado introducido (Roig *et al.,* 2014).

Este capítulo tiene como objetivo presentar las variaciones en el clima reciente en la Argentina en general y en las regiones forestales del país en particular, describir su influencia sobre la productividad primaria neta y discutir la necesidad de una nueva visión de la silvicultura en estos tiempos de cambio, definiendo los parámetros a tener en cuenta para el desarrollo de nuevas estrategias de manejo silvícola y de la conservación de nuestros bosques nativos.

12.2 Cambios en las temperaturas de la superficie terrestre y precipitación de acuerdo a las regiones forestales de Argentina

En general, se relaciona el cambio climático global con la acumulación de gases de efecto invernadero en la atmósfera, lo que generaría un aumento de la temperatura, y un consiguiente desbalance de los procesos atmosféricos a escala planetaria (Walther *et al.,* 2002; Conde-Álvarez y Saldaña-Zorrilla, 2007). A partir del año 1979 los científicos predijeron que una duplicación de la concentración del dióxido de carbono en la atmósfera supondría un calentamiento medio de la superficie de la tierra de entre 1,5 ºC y 4,5 ºC, así como un incremento en las precipitaciones y sequías, pérdida de tierras costeras e intrusión de agua salada en los recursos hídricos (Loustau, 2002; Conde-Álvarez y Saldaña-Zorrilla, 2007). Diversos estudios mostraron incrementos de temperatura y precipitación media en varias regiones del país, y un aumento de la aridez y retroceso de los glaciares en los Andes, basados en informes del IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change) (IPCC-WGI, 2007). Asimismo, los efectos de los fenómenos de El Niño y La Niña agregan componentes al cambio climático aumentando la frecuencia e intensidad de eventos extremos climáticos en la región (Tsonis *et al.,* 2003; Latif y Keenlyside, 2009).

En los países en vía de desarrollo son particularmente críticas las con- secuencias de eventuales impactos del cambio climático, puesto que el grado de vulnerabilidad frente a este fenómeno está directamente relacionado a la capacidad para absorber, amortiguar o mitigar estos efectos (p. ej. tecnología y/o disponibilidad de medios y recursos) (Loustau, 2002). Argentina presenta una doble vulnerabilidad, puesto que su economía está basada en la producción agropecuaria, y está altamente sensible a la variabilidad del clima. Por ello una modificación en el clima genera un fuerte impacto económico y social (Loustau, 2002; Barros *et al.,* 2015).

Un tema que ha llamado la atención sobre los bosques respecto del cambio climático se relaciona con los incendios, plagas y sequías, que se han intensificado en frecuencia y severidad en muchas regiones del mundo (p. ej. Westerling *et al.,* 2006; Raffa *et al.,* 2008; Mann y Kump, 2009; Allen *et al.,* 2010), y que se relacionan a los cambios de temperaturas medias y niveles de precipitación invernal/estival (González *et al.,* 2011). Estos impactos han generado fuertes pérdidas económicas e impactado sobre la dinámica de los bosques, p. ej. se han observado cambios en los procesos de sucesión posdisturbio, donde los bosques de Argentina y Chile no han escapado a estos fenómenos a una escala de paisaje regional (Kitzberger y Veblen, 2003; Veblen *et al.,* 1999; González y Veblen, 2006; González *et al.,* 2011). Cabe destacar que el cambio climático no genera solamente impactos negativos, sino que puede generar sinergias positivas, de acuerdo con la variable que se analice (p. ej. distintos tipos de cultivos y/o plantaciones). Por ejemplo, los cambios proyectados y observados pueden impactar positivamente sobre algunos cultivos (p. ej. soja). Pero si consideramos que el aumento de superficie de cultivos de soja genera un detrimento en la cobertura de los bosques nativos, es una sinergia negativa. Asimismo, muchas especies forestales pueden verse perjudicadas por los aumentos de temperatura y aridez (p. ej. bosques semiáridos) y otras verse favorecidas (p. ej. aumento en la distribución altitudinal de especies forestales creciendo en el límite altitudinal) (Viglizzo *et al.,* 1997; Loustau, 2002; Magrin *et al.,* 2005; Ivancich *et al.,* 2012; de la Casa y Ovando, 2014; Barros *et al.,* 2015; Cabré *et al.,* 2016).

Asimismo, los fenómenos asociados al cambio climático no son tan lineales como los planteados por el IPCC, ya que no se generan en la misma escala y magnitud a lo largo de todo el planeta (Cowtan *et al.,* 2015; Asadieh y Krakauer, 2015; Lean, 2018) y pueden cambiar significativamente en relativamente cortas distancias y frecuencias temporales (Zhao y Running, 2010). Ello implica que las escalas de análisis deben ser menores, analizando variaciones particulares en el clima, para poder ser entendidas en un marco de tendencias globales generalizadas.

En este apartado presentaremos los cambios observados en las temperaturas medias y los patrones de precipitación a escala de país y de acuerdo con las diferentes regiones forestales de Argentina. Estos análisis nos permitirán entender ciertos procesos de cambio del clima producidos en el corto plazo, permitiendo comprender que la magnitud y dirección del cambio es muy variable en relativamente cortas distancias geográficas. Para ello, se realizaron distintos análisis en una plataforma de sistema

de información geográfica (SIG) a partir de productos disponibles en la red, y que pueden ser obtenidos gratuitamente (tabla 1 para los apartados 9.2 y 9.3). Estos mapas rásters y vectoriales fueron proyectados en las coordenadas del Sistema Geodésico Mundial 1984 (WGS 84). El vector de regiones administrativas de Argentina se utilizó como referencia para recortar los archivos en una misma geometría. Esto permitió resolver la problemática de polígonos superpuestos. Posteriormente, todos los productos fueron convertidos a formato ráster en una resolución espacial de ~30 m (1 arc-segundo), con el objetivo de combinar todas las variables en una misma unidad (pixel a pixel y año a año). Para realizar la combinación de las variables fue necesario recortar cada uno de los rásters considerando el perímetro de cada una de las provincias administrativas y/o regiones forestales a través de la herramienta Combine de ArcGis 10.3 (ESRI, 2011) (15 de rásters de productividad primaria neta x 15 rásters de temperatura x 15 rásters de precipitación x 1 ráster de regiones forestales x 24 provincias). Esto se hizo con el objetivo de que los geoprocesos fueran operativos (o sea, que culminaran sin error) y poder extraer los millones de datos interceptados en una planilla de cálculo para los subsecuentes análisis. Finalmente, se crearon isolíneas a partir de los rásters de temperatura, precipitación y PPN. Para ello se utilizó la herramienta Contour de ArcGis 10.3 (ESRI, 2011), siendo necesario para la PPN calcular estadísticas en bloque (promedio de píxeles) debido a la gran variabilidad detectada. Para ello se utilizó la herramienta Block Statistics, donde el tamaño del bloque fue de 15 píxeles. Para mejorar la estética de las líneas se utilizó la Smooth Line de ArcGis 10.3 (ESRI, 2011).

En general, las temperaturas medias en la Argentina decrecen a medida que aumenta la latitud y a medida que se acercan a la cordillera de los Andes, presentado un gradiente de este a oeste en el continente, y de norte a sur en Tierra del Fuego (fig. 12.2). Para el período comprendido entre los años 2000 y 2015 se observan variaciones en la temperatura media anual que llegan a ±2,1 °C. Dentro de este período, hay regiones que presentan un proceso de calentamiento (p. ej. norte y centro del país, así como el norte de Patagonia) y otras que presentan una disminución (p. ej. sectores asociados a la cordillera de los Andes) de la temperatura media anual. Sin embargo, hay otras regiones que no presentaron cambios significativos respecto del año base utilizado (año 2000).

Tabla 12.1. Productos empleados para los análisis en el sistema de información geográfica.

Variable	Fuente	Formato	Tipo de variable
Temperatura	http://globalclimatemonitor.org/#	Vectorial	Continua
Precipitación	http://rainsphere.eng.uci.edu	Vectorial	Continua
Regiones administrativas	http://www.ign.gob.ar	Vectorial	Categórica

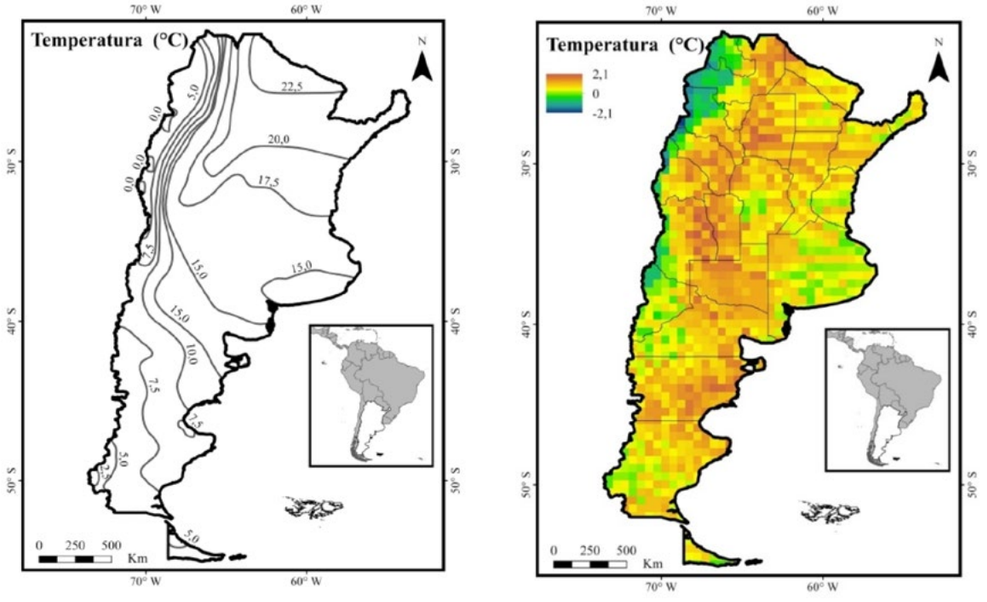


Figura 12.2. Análisis de temperaturas medias en Argentina. Isolíneas de temperatura media anual (°C) para el año 2000 (izquierda), y promedio de los desvíos anuales de la temperatura (período 2001-2015) (derecha).

Cabe considerar, que en un período de referencia mayor al empleado en este trabajo, y mediante modelos climáticos globales (MCGs), el informe de la Comunicación Nacional de la República Argentina a la Convención Marco de las Naciones Unidas sobre Cambio Climático (CMNUCC) del 2015 estableció que entre 1960 y 2010 la mayor parte de la Argentina comprendida al norte de la Patagonia experimentó un aumento de la temperatura media de hasta medio grado. En la Patagonia el aumento de la temperatura media fue mayor que en el resto del país, llegando en algunas zonas a superar 1° C, mientras que los incrementos detectados en el este y norte del país, en relación con las temperaturas extremas, fueron consistentes con el calentamiento observado en las temperaturas media y mínima.

Las precipitaciones en la Argentina presentan sectores con aumento (p. ej. Misiones, norte de Jujuy, y sectores asociados a los Andes patagónicos) y otros con diminución (p. ej. noroeste argentino y estepa patagónica) (fig.12.3). Para el período comprendido entre los años 2000 y 2015 se observan variaciones de la precipitación que llegan a ±405 mm.año^{-1}. Dentro de este período, hay regiones que presentan un aumento en las precipitaciones (p. ej. región de Cuyo, sur de Misiones, suroeste de Chubut y noroeste de Santa Cruz, así como gran parte de Tierra del Fuego) y otros que presentan una disminución en las precipitaciones anuales (p. ej. centro-norte del país, sur de Tucumán y oeste de Entre Ríos). Asimismo, existen grandes áreas dentro del país que no presentan cambios significativos respecto del año base utilizado (año 2000) (p. ej., gran parte de Patagonia continental y centro sur de la provincia de Buenos Aires).

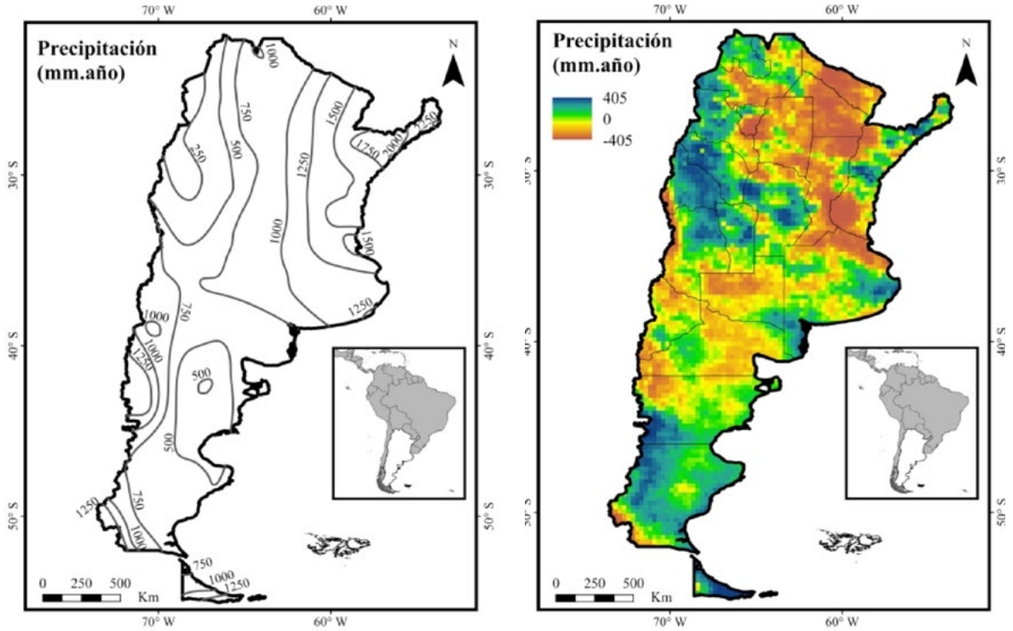


Figura 12.3. Análisis de precipitaciones en Argentina. Isolíneas de precipitación anual (mm) para el año 2000 (izquierda), y promedio de los desvíos anuales de la precipitación (período 2001-2015) (derecha).

Respecto a la precipitación, y a modo comparativo, el mismo informe de la CMNUCC del 2015 indica que para el periodo 1960-2010 la precipitación aumentó en casi todo el país, aunque con diferencias regionales y con variaciones interanuales. Sobre los Andes patagónicos las precipitaciones experimentaron una tendencia negativa (reflejada en menores caudales de ríos en los Andes cuyanos) y una prolongación del periodo seco invernal al oeste, pero particularmente en el norte del país. En general se observa una tendencia hacia precipitaciones extremas más frecuentes en gran parte del país.

En promedio cada región forestal, de acuerdo con la clasificación propuesta por el Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible de la Nación, presenta diferentes cambios en las temperaturas y precipitaciones medias para el período bajo análisis (2000-2015) (fig. 12.4): (i) La región de los Bosques Andino-Patagónicos presenta un período estable en las temperaturas medias (2000-2012) y una tendencia al enfriamiento en años recientes (2012-2015), en que la temperatura media máxima fue de 6,9 °C y la mínima de 5,1 °C. Asimismo, la región presenta una marcada disminución de la precipitación (2000-2011) seguida de una leve recuperación (2011-2015), siendo la media máxima de 1246,2 mm.año^{-1} y la mínima de 888,2 mm.año^{-1}. (ii) La región del Espinal presenta una leve tendencia al aumento de la temperatura para todo el período, pero periódicamente se observan años más fríos (p. ej. 2007, 2010, 2013), en que la temperatura media máxima fue de 18,9 °C y la mínima de 17,8 °C. En el caso de las precipitaciones se observa una marcada disminución (2000-2008), seguido de un período de recuperación de la misma

(2008-2015), con una media máxima de 1297,2 mm.año^{-1} y la mínima de 762,6 mm.año^{-1}. (iii) La región del Monte también presenta un período relativamente estable en las temperaturas medias (2000-2012) y una tendencia al enfriamiento en años recientes (2012-2015), en que la temperatura media máxima fue de 11,7 °C y la mínima de 10,0 °C. Asimismo, se observa una marcada disminución de la precipitación (2000-2010), con un año extremo (2003) seguida de una recuperación (2010-2015), donde la media máxima fue de 563,7 mm.año^{-1} y la mínima de 356,1 mm.año^{-1}. (iv) La región del Parque Chaqueño presenta un aumento sostenido de la

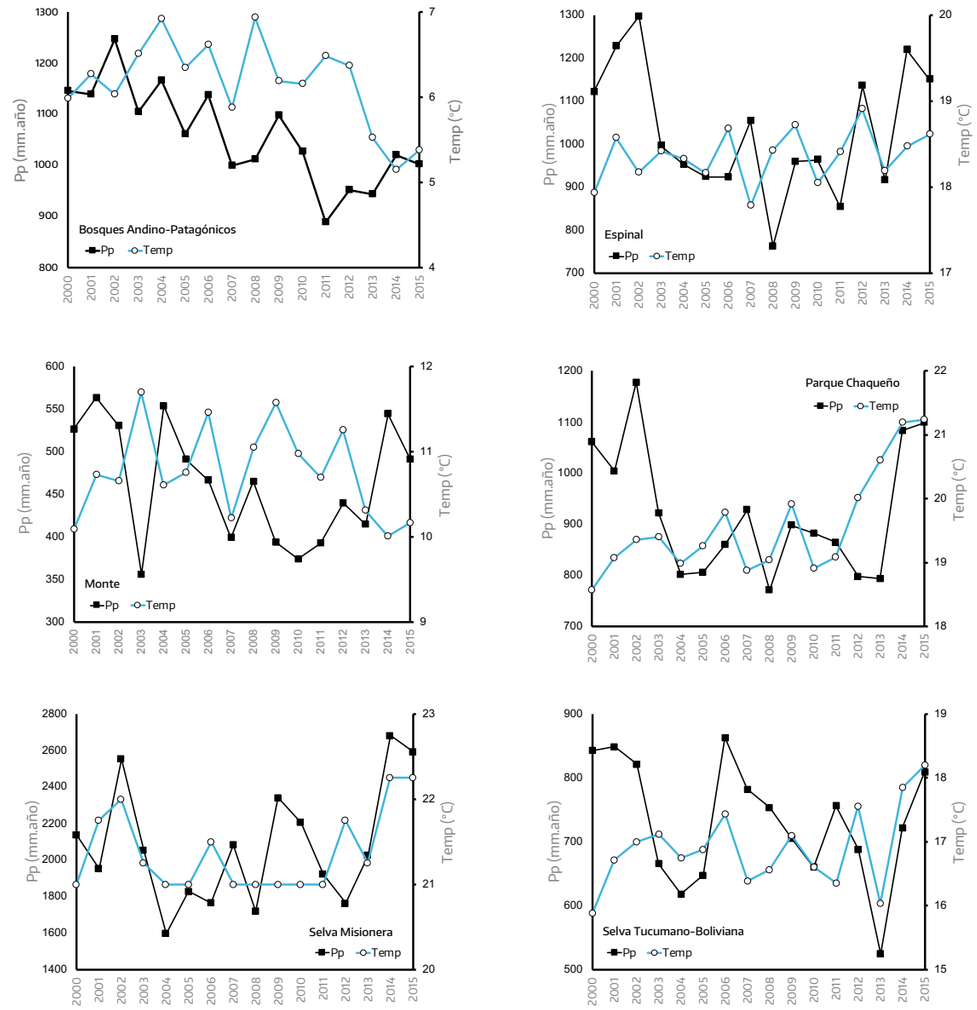


Figura 12.4. Temperaturas medias (°C) y precipitaciones anuales (mm) para el período 2000-2015 correspondiente a las regiones forestales de la Argentina.

temperatura media para el período estudiado con un fuerte aumento en los últimos años (2010-2015), en que la temperatura media máxima fue de 21,2 °C y la mínima de 18,6 °C. Esto fue acompañado de una disminución de las precipitaciones (2000-2013) y una recuperación en los últimos años (2013-2015), siendo la máxima de 1177,2 mm.año^{-1} y la mínima de 770,9 mm.año^{-1}. (v) La Selva Misionera es otra de las regiones que presenta un período relativamente estable en las temperaturas medias, con una tendencia al calentamiento en años recientes (2011-2015), siendo la máxima de 22,3 °C y la mínima de 21,0 °C. En el caso de las precipitaciones, también presentan un período estable seguido de un aumento en los últimos años (2012-2015), con una máxima de 2682,1 mm.año^{-1} y mínima de 1596,3 mm.año^{-1}. Finalmente, (vi) la Selva Tucumano-Boliviana también presenta temperaturas medias estables para el período estudiado, con la ocurrencia periódica de años más fríos (2000-2007-2011-2013), y temperaturas medias máxima y mínima de 18,2 °C y 15,9 °C, respectivamente. De igual modo, las precipitaciones presentaron mínimos en los años 2004 y 2013, con máximas y mínimas de 862,7 y 524,7 mm.año^{-1}, respectivamente.

Estos análisis nos muestran que las variaciones en el clima presentan diferentes tendencias dentro del país, de las regiones y de las diferentes zonas forestales consideradas. Las variaciones climáticas son de suficiente magnitud como para estimar el éxito o fracaso de diferentes propuestas silvícolas, o como para afectar la dinámica natural de los ecosistemas sin manejo o aquellos con diferente grado de disturbio.

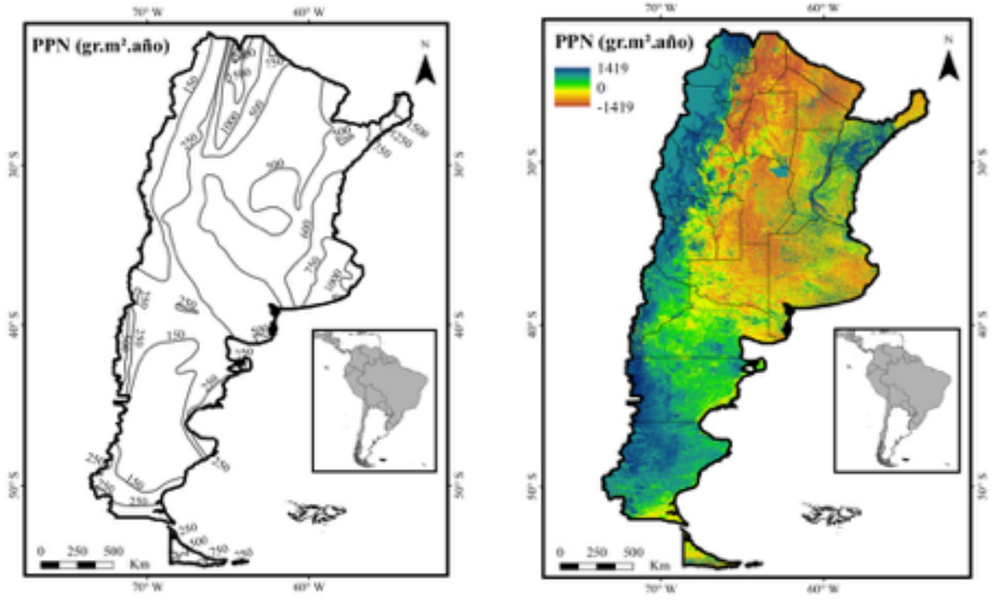


Figura 12.5. Análisis de precipitaciones en Argentina. Isolíneas de productividad primaria neta media anual (gr.m².año) para el año 2000 (izquierda), y promedio de los desvíos anuales (período 2001-2015) (derecha).

12.3 Tendencias de la productividad primaria neta (PPN) de acuerdo a las regiones forestales de Argentina

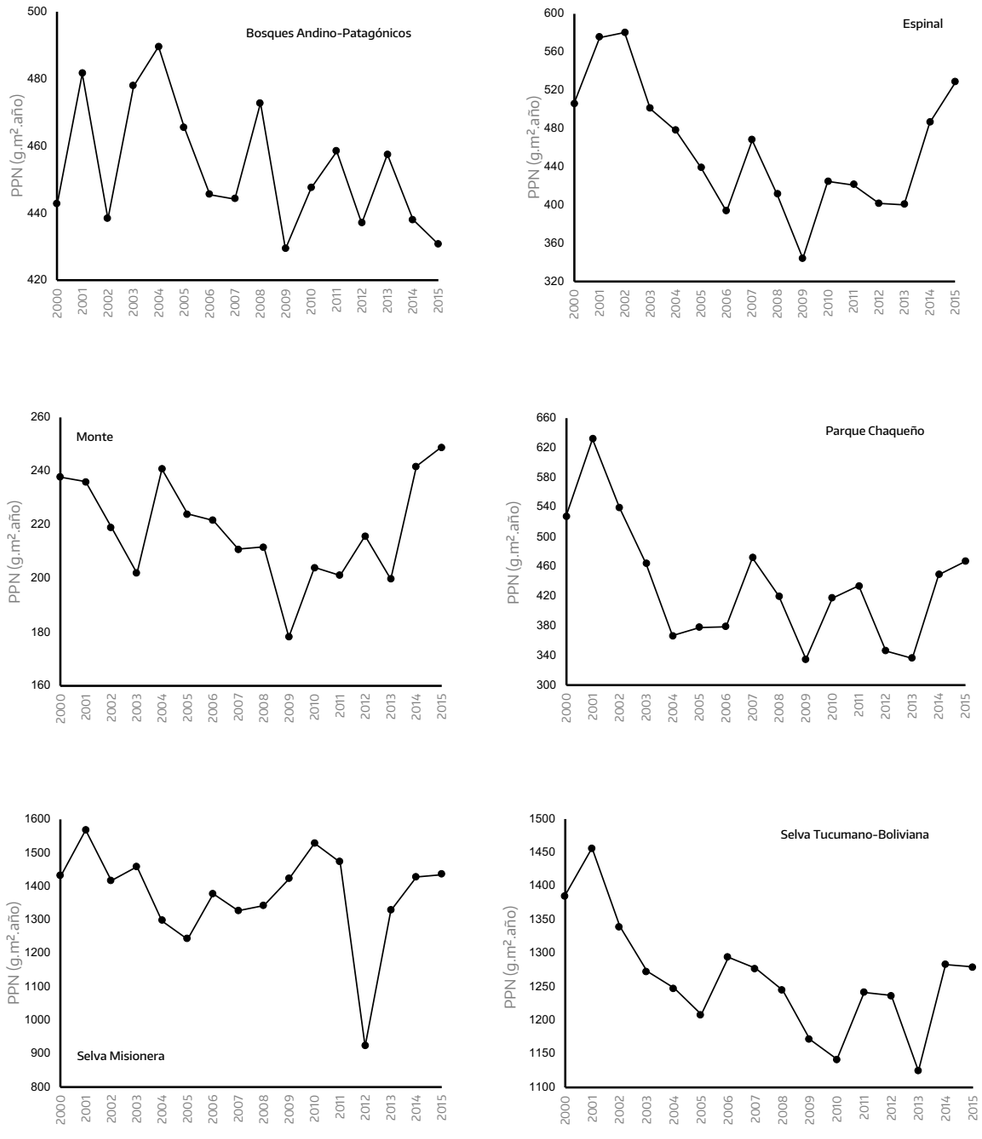


Figura 12.6. Productividad primaria neta media anual (gr.m²) en las regiones forestales de la Argentina para el período 2000-2015.

La productividad primaria neta (PPN) terrestre puede definirse como la cuantificación del carbono atmosférico fijado por las plantas y que es acumulado como biomasa (Zhao y Running, 2010). Es un buen indicador de la respuesta de los ecosistemas al ambiente, la dinámica natural y de otros procesos que influyen en la misma, como el manejo silvícola, o cualquier otro evento que modifique la cantidad de estructuras fotosintéticas dentro de las comunidades. Por otra parte, la PPN está directamente relacionada al clima y refleja con claridad los cambios en aquellos factores que son limitantes en los ecosistemas analizados (p. ej. temperatura en ecosistemas fríos, o precipitación en ecosistemas áridos). Es por ello, que la PPN es propuesta como un buen indicador para analizar el impacto de las variaciones climáticas (p. ej., cambios en las variables u ocurrencia de eventos extremos) ya que resume la respuesta de la vegetación a los mismos. Esto incluye a fenómenos climáticos regionales o a escala planetaria como el fenómeno de El Niño (Uhlenbrock Jansse y Rodríguez, 2005). En este sentido se diferencia de los anteriores análisis (p. ej. temperatura y precipitación) ya que solo incorpora aquel segmento de cambio que efectivamente afecta a la producción de biomasa (p. ej. en Patagonia un invierno de -5 °C comparado con uno de -10 °C mostrará un aumento en la temperatura, pero no influirán en la PPN) resaltando aquellos cambios que ocurren durante la estación efectiva del crecimiento (p. ej. aumento de temperatura en bosques de altura donde la misma es la limitante para el crecimiento) o cambios fuera de la misma que influyen con posterioridad (p. ej. acumulación de nieve en altas cumbres que luego influye en la cantidad de agua que fluye por ríos o arroyos).

Por otra parte, los cambios que sufre la PPN también pueden brindar información sobre otros componentes y funcionamiento de los ecosistemas. Por ejemplo, cambios en la PPN pueden generar cambios en la productividad secundaria (p. ej. animales) o modificar la funcionalidad del ecosistema o sus procesos (p. ej. ciclos de producción de frutos y semillas) (Uhlenbrock Jansse y Rodríguez, 2005; Torres *et al.,* 2015).

Gómez y Gallopín (1991) estimaron la productividad primaria neta de ecosistemas terrestres del mundo en relación a factores ambientales (climáticos, edáficos y vegetacionales). Encontraron que a escala global la precipitación y la evapotranspiración fueron las únicas variables estadísticamente significativas, en estrecha relación con los tipos de ecosistemas (p. ej. pastizales o bosques). Al igual que Zhao y Running (2010), también encontraron que para muchos ecosistemas (con y sin manejo, incluyendo a los cultivos), el uso del agua por parte de los ecosistemas y los efectos de la sequía son determinantes para definir la PPN.

En este apartado se presentan los cambios observados en la producción primaria neta (PPN) a escala de país, y de acuerdo con las diferentes regiones forestales de Argentina. Si consideramos a la PPN como un indicador de la ganancia y/o pérdida de productividad de los ecosistemas, este análisis permitirá entender la influencia de las variaciones climáticas en el corto plazo, y dar dimensión a la magnitud y dirección del cambio que ocurre en la actualidad, la cual se presenta como de alta variabilidad en distancias relativamente cortas y escalas temporales acotadas.

La productividad primaria neta (PPN) se relaciona principalmente con la temperatura y las precipitaciones, y con su distribución a lo largo de la estación del crecimiento. Esto se refleja en los tipos vegetacionales que se desarrollan en las diferentes regiones del país. Asimismo, se relaciona con los cambios del uso de la tierra (p. ej. cosecha forestal, deforestación, urbanización), y que será de importancia de acuerdo a la escala de análisis que se considere (p. ej. desde una escala local a una escala de país). A escala regional, la PPN es un indicador que combina los cambios del clima con la vegetación que crece en el lugar, resaltando principalmente aquellas variaciones que impactan durante la estación de crecimiento. Por ejemplo, en Tierra del Fuego, pequeños cambios al comienzo (septiembre u octubre) o la finalización (marzo o abril) de la corta estación de crecimiento generan importantes cambios en la PPN, mientras que cambios durante la época otoñal o invernal (mayo a agosto) no impactan significativamente en dicha variable. Sin embargo, pueden impactar indirectamente al influir sobre la acumulación de nieve en invierno que luego aportará agua a los ríos y arroyos. Más allá de estos comentarios, en general, la PPN sigue el mismo patrón combinado entre las temperaturas y precipitaciones medias en la Argentina, siendo en general mayor en los ecosistemas forestales que en los no forestales de cada región. Para el período comprendido entre los años 2000 y 2015 (fig. 12.5) se observan variaciones de PPN media anual que llegan a ±1419 gr.m². Dentro de este período, hay regiones que presentan un proceso de pérdida (p. ej. la región pampeana y el centro-norte del país, así como gran parte de Tierra del Fuego) y otros de ganancia de la PPN media anual (p. ej. Corrientes, sectores asociados a la cordillera de los Andes y la Patagonia sur continental). Asimismo, hay áreas sin cambios significativos respecto del año base utilizado (año 2000), los que pueden asociarse a particularidades de la topografía, comunidades vegetales originales, y/o de cultivo o del uso del suelo actual al que se encuentran sometidos.

Los cambios del clima descriptos en este capítulo afectan en forma diferencial a las regiones forestales del país, y es de esperar que también influyan sobre la PPN. Más allá de las particularidades descriptas a escala de país, se puede observar que en promedio cada región forestal presenta diferentes tendencias de cambio en la PPN para el período bajo análisis (2000-2015) (fig. 12.6): (i) la región de los bosques Andino-Patagónicos presenta una disminución sostenida de la PPN para el período estudiado, con máximos (2001-2004-2008) y mínimos (2002-2009-2015). (ii) La región del Espinal presenta una disminución sostenida (2000-2009) seguida de una recuperación significativa (2009-2015) de su PPN. (iii) La región del Monte presenta un períodorelativamente estable de PPN, con algunos mínimos (2003-2009) y algunos máximos (2004-2015) de consideración. (iv) La región del Parque Chaqueño presenta una pérdida sostenida dela PPN con mínimos en los años 2009 y 2013 seguidos de pequeñas recuperaciones. (v) LaSelva Misionera presenta una PPN bastante estable para el período estudiado, pero con el año 2012 como un extremo de pérdida de productividad. Finalmente, (vi) la Selva Tucumano-Boliviana también presenta una pérdida sostenida de la PPN con mínimos periódicos (2005-2010-2013).

Algunos de estos máximos y mínimos observados en la PPN en cada región forestal se podrían asociar con eventos importantes de los fenómenos El Niño y La Niña. El fenómeno El Niño consiste en un calentamiento anómalo de las aguas superficiales del océano Pacífico Ecuatorial Central y Oriental, mientras que La Niña en un enfriamiento anormal de las mismas aguas. El resultado de conducta en estas temperaturas se pondera mediante el Índice de Oscilación del Sur (SOI) que se calcula con las diferencias de presión entre Tahiti (Polinesia Francesa) y Darwin (Australia) (www.bom.gov.au). Valores de índice negativos <-7 indican episodios El Niño, mientras que valores >7 indican episodios La Niña. Este comportamiento general hacia señales opuestas ha sido

comprobado para la precipitación y anomalías de circulación sobre el sur de Sudamérica (Grimm *et al.,* 2000). Puede observarse que algunos años extremos detectados en los análisis anteriores se asocian con eventos extraordinarios El Niño o La Niña, tanto para las variables climáticas (p. ej. principalmente precipitación) como para la PPN. La incidencia del SOI tiene una dispar incidencia en el territorio argentino. Durante un proceso El Niño, la incidencia de la precipitación invernal es mayor sobre la cordillera de Los Andes en el sector central del territorio. Por ejemplo, los rindes de maíz, soja o sorgo varían de buenos a muy buenos durante un año El Niño mientras que esta situación se revierte en años La Niña. Los rindes de trigo siguen comportamientos particulares con valores mayores hacia el norte del territorio, mientras que al sur presenta comportamiento inverso. Para este mismo grano, La Niña se muestra en forma inversa al modelo anterior (Heinzenknecht, 2011). De modo que si en las áreas de influencia de los fenómenos El Niño o La Niña, los cultivos muestran comportamientos diversos, lo mismo es esperable para valores de PPN en cada región forestal. Los análisis aquí presentados muestran que procesos de variación del clima y los fenómenos climáticos de escala hemisférica representados por índices atmosféricos como el SOI se asocian a la variabilidad de la PPN a lo largo de todo el país en general, y en las regiones forestales en particular (fig. 12.7). Sin embargo, las tendencias observadas no son las mismas, y los años extremos varían de región en región. Los cambios en la PPN observados en el corto plazo son de suficiente magnitud como para influir en las planificaciones de productividad (p. ej. crecimiento de los bosques de producción) o como para influir sobre la dinámica natural de los ecosistemas con o sin manejo, o en la recuperación de aquellos sistemas naturales con diferentes grados de disturbio.

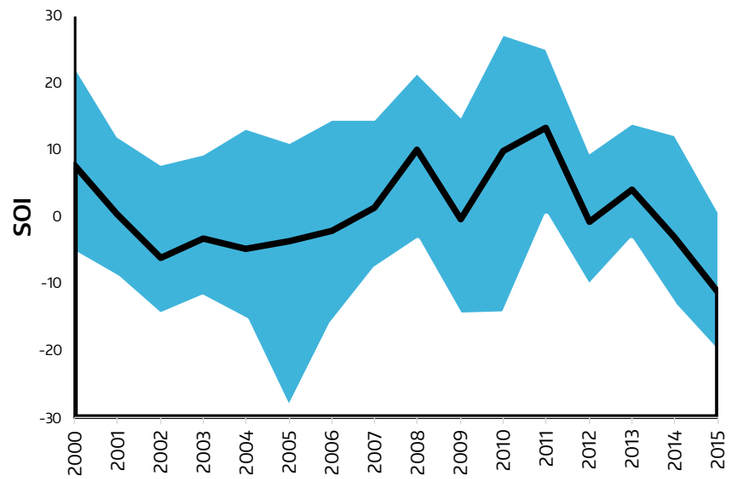


Figura 12.7. Promedios anuales (línea negra) del Índice de Oscilación del Sur (SOI) con sus correspondientes máximos y mínimos mensuales (en azul) para el período 2000-2015 (www.bom.gov.au).

12.4 ¿Cómo se pueden interpretar los cambios observados en relación con la cobertura actual de los bosques nativos y su interacción con los principales factores socioeconómicos de cada región forestal de la Argentina

Las coberturas de bosques nativos, la estructura forestal y el ensamble de las especies que la conforman, no deben ser consideradas como elementos estáticos, sino como un componente dinámico dentro del paisaje y del tiempo, y que responde a las variables naturales y antrópicas que lo condicionan en su existencia y desarrollo. En general, las políticas de manejo y conservación son elementos estáticos y no cuentan con alternativas para hacer frente a cambios que pueden producirse no solo en el largo plazo, sino también, como lo hemos puesto en evidencia, en el corto y en el mediano plazo.

La cobertura de los bosques y los diferentes tipos forestales se modifican naturalmente, existiendo muchas evidencias de estos cambios cuando las barreras y/o limitantes climáticas son superadas (Zak *et al*., 2008), p. ej. el avance del ciprés de la cordillera (Austrocedrus chilensis) en la estepa al norte de Patagonia (Veblen y Lorenz, 1988; Villalba y Veblen, 1997), o las recientes modificaciones del límite vegetacional en los bosques de lenga (Nothofagus pumilio) (Ivancich *et al*., 2012; Srur *et al*., 2016, 2018). También, la dinámica y el crecimiento son afectados por estos cambios, los que llevan a generar modificaciones en la estructura forestal de los bosques (p. ej. cambios en las tasas de crecimiento) (Villalba *et al*., 1998; Amoroso *et al*., 2015; Rodriguez-Catón *et al*., 2016), o a cambiar las proporciones de especies en los diferentes tipos forestales (Wolters *et al*., 2000) afectando no solo la productividad primaria neta de los ecosistemas, sino también la productividad secundaria (p. ej. se han medido variaciones en la densidad y biomasa de aves del bosque en Tierra del Fuego relacionadas con las variaciones en el clima) (Martínez Pastur *et al*., 2016).

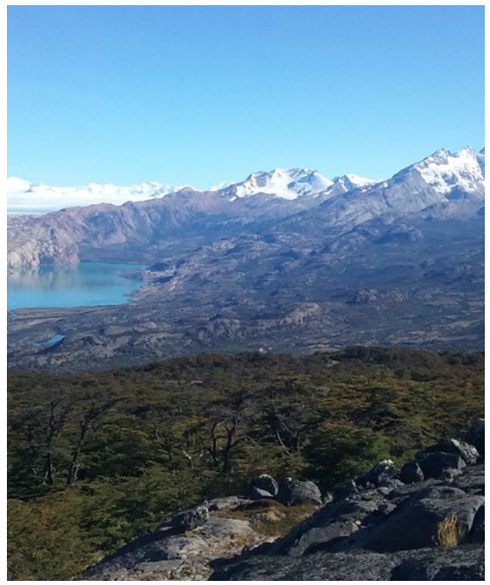
Además de los efectos hídricos que se manifiestan en el sector centro y norte del país, la incidencia de los fenómenos El Niño y La Niña se extienden a otras provincias forestales como el caso de los bosques subantárcticos. Durante un año El Niño, el excepcional calentamiento de Pacífico ecuatorial produce gran evaporación, conduciendo fuertes precipitaciones invernales a lo largo de la costa del Pacífico de América del Sur, especialmente en Ecuador, Perú y Chile central. Pero este calentamiento del mar produce, además, efectos desplazados en el tiempo, como el aumento de las temperaturas del aire en el sector norte de Patagonia (Aceituno, 1988; Kiladis y Díaz, 1989). Eventos de mayor temperatura acentúan la deshidratación en los ecosistemas forestales subantárcticos, afectados ya a la indicada tendencia de incremento en la temperatura y disminución de la precipitación en la región, p. ej., se conoce que el crecimiento de Araucaria araucana es inversamente relacionado a la variabilidad de la temperatura de la primavera-verano, indicando que condiciones cálidas afectan el crecimiento (Roig y Villalba, 2008; Hadad *et al*., 2014). En este sentido, al comparar el crecimiento de los árboles con El Niño, se observa que los mismos son más sensibles a esta variable especialmente durante los meses previos al comienzo del crecimiento (Hadad, 2014; Hadad *et al*., 2014). Esto toma sentido a lo sostenido previamente sobre el efecto de eventos El Niño en la temperatura estival de Patagonia y su incidencia negativa en los rendimientos del crecimiento de *A. araucana.*

Se conoce ahora que se ha incrementado el número de días sin heladas. Esto significa que la estación de crecimiento se ha expandido en diversas partes del mundo y se asigna este fenómeno al cambio climático (Inouye, 2008). De acuerdo al informe del CMNUCC del 2015, el número de días con heladas ha mostrado una tendencia a disminuir, principalmente en el NOA y parte de Cuyo, y el NO de Patagonia, mientras que los días con olas de calor han aumentado particularmente en NEA y Patagonia. Implica que también en Argentina se está observando para determinadas regiones una ampliación de la estación de crecimiento. Sin embargo, al anticipar los estadíos de brotación, floración y formación de frutos, los ecosistemas vegetales quedan más expuestos al período de mayor riesgo de helada. Un ejemplo reciente ha sido la severa helada ocurrida en setiembre de 2013, la que produjo daños entre 50-80% en diversos cultivos del centro-este de Argentina y Chile. A nivel mundial se estima que 15% de la producción agrícola se pierde cada año, por lo que es importante considerar el curioso aumento de efectos de heladas destructivas en un escenario de calentamiento global (Inouye, 2008). En el sur de Australia, donde se ha detectado una mayor frecuencia de heladas tardías, se ha denominado el fenómeno como ironía del cambio climático (GRDC, 2010). Los efectos combinados de ondas de calor y descenso brusco de temperaturas generan amplitudes térmicas con efectos dañinos en los meristemas. En experimentos con plantas de *Vitis vinifera* cv. Chardonnay y cv. Merlot, Gonzalez Antivilo *et al.* (2017) indican que episodios de calor por incidencia de viento Föhn (Zonda) durante el período de dormancia hace que los tejidos de las plantas experimenten una rápida pérdida de resistencia al frío, lo que seguido por eventos de congelamiento produce lesiones en estructura de membranas y enzimas dañando órganos vegetativos y reproductivos. Lo observado a nivel productivo puede extenderse a comunidades vegetales nativas en diferentes estadios de crecimiento. En condiciones naturales, heladas tardías expondrían la cohorte de regeneración de los bosques a consecuencias potencialmente letales. Experimentos conducidos con plantines de Araucaria araucana de 9 años de edad indican que cuando son sometidos a diferentes niveles de temperatura de congelamiento (-2 °C, -6 °C, -10 °C y -15 °C) durante la temporada de activo crecimiento vegetal, el 90% de los plantines mantuvieron vivas sus hojas hasta -6 °C, pero a temperaturas del aire <-10 °C el porcentaje de hojas necrosadas resultó variable, hasta muerte total del follaje (Arco Molina *et al.,* 2015). Debido al efecto térmico buffer del suelo, las raíces pueden permanecer vivas permitiendo el rebrote de yemas latentes en la porción inferior del tronco (Zabadal *et al.,* 2007), generando plantas con reiterados rebrotes. Sintomatologías semejantes de rebrote y muerte en plantines se observan a campo, tanto en bosques de *A. araucana* como de *Austrocedrus chilensis* lo que indica el daño potencial que las heladas podrían tener sobre la regeneración espontánea de los bosques en estadios juveniles (Arco Molina *et al.,* 2016; Hadad *et al.,* 2012, 2018).

Por otra parte, estos cambios ambientales alteran los ciclos naturales, alterando las funciones ecosistémicas, desde modificaciones en las tasas de descomposición, inmovilización y liberación de nutrientes, hasta cambios en los ciclos del agua, p. ej. como ocurre con las funciones de regulación (Hopkins *et al.,* 2012). Estas alteraciones modifican todo el sistema, y muchas veces pasan desapercibidas hasta que impactan significativa y económicamente sobre los ecosistemas bajo manejo. Dentro de estos cambios, las pérdidas por ataques de insectos en el hemisferio norte son las que han despertado mayor interés, por las enormes superficies afectadas y las cuantiosas pérdidas económicas generadas (Volney y Flemming, 2000; Allen *et al.,* 2010). Estos ataques se multiplicaron por efecto de las variaciones en el clima, modificando las áreas de hábitat potencial de las especies y habilitando un mayor número de reproducciones anuales debido a los aumentos de la temperatura. Estos ataques pasaron de ser esporádicos a cotidianos, lo que llevó a modificar las acciones para su combate o el cambio de preferencias de plantaciones por especies menos sensibles. Incluso, existen investigaciones que indican que el cambio climático no solo afecta las áreas de distribución y los ciclos reproductivos, sino que está llevando a modificar las trayectorias evolutivas modificando genomas mediante los cuales se logran adaptaciones más eficientes (por selección natural las menos eficientes se pierden) (Ryan *et al.,* 2018).

No menos importantes son los efectos indirectos que puede producir el cambio climático. Uno de gran significancia ecológica está relacionado con los eventos de fuegos (Allen *et al.,* 2010; Westerling, 2016), tal como fuera descripto para los últimos siglos en Patagonia (Kitzberger *et al.,* 1997; Veblen *et al.,* 1999; Holz *et al.,* 2012; Mundo *et al.,* 2017).

Lo hasta aquí descripto son solo ejemplos de cómo el cambio climático y las variaciones en el clima pueden influir naturalmente sobre los ecosistemas, sin embargo, la situación se vuelve más crítica si consideramos su interacción con los principales factores socioeconómicos (Zak *et al.,* 2008) de cada región forestal de la Argentina. El ser humano interactúa con el medio ambiente, y los cambios en el clima también alteran los usos y actividades económicas que desarrolla. Los cambios en el clima influyen sobre la productividad de algunos cultivos (Magrin *et al.,* 2005; de la Casa y Ovando, 2014), p. ej., puede llevar al recambio de algunos cultivos por otros con mayor productividad para las condiciones actuales (Viglizzo *et al.,* 1997). Esto hace que los cultivos desplazados tiendan a sembrarse en nuevas áreas fuera de las distribuciones históricas, ampliando o reduciendo la frontera agrícola. Estas particularidades han sido descriptas para varios cultivos a lo largo de toda la Argentina, p. ej. vitivinicultura (Cabré *et al.,* 2016). Lo mismo sucede con la cría de ganado (Gauly *et al.,* 2013), que acompañando a la agricultura va encontrando su óptimo en otras áreas debido al cambio del clima, afectando no solo la disponibilidad de forrajes sino también la fisiología animal, el rendimiento económico de la cría y la reproducción. Estas modificaciones muchas veces generan conflictos de intereses con el uso del suelo en los bosques nativos, generando presiones para el cambio en su categoría de uso. Es por ello que se hace necesaria una visión mucho más amplia y dinámica de los factores naturales y antrópicos que puedan generar sinergias positivas o negativas con el uso actual de los bosques nativos (Martínez Pastur *et al.,* 2017) en el marco de un cambio climático con diferentes magnitudes y direcciones de cambio.



12.5 Recomendaciones de estrategias de conservación y manejo silvícola

Son muy abundantes las recomendaciones sobre adaptaciones de la agricultura y la ganadería al cambio climático (Magrin *et al.,* 2005; Gauly *et al.,* 2013; de la Casa y Ovando, 2014), habiéndose generado una amplia documentación respecto de nuevas estrategias de producción. Lo mismo ha ocurrido en el mundo respecto de las consideraciones que tienen que tener las nuevas estrategias de conservación de la biodiversidad (Wolters *et al.,* 2000; Walther *et al.,* 2002; Ryan *et al.,* 2018), en la que numerosos trabajos llaman a establecer nuevos protocolos que puedan adaptarse a los potenciales cambios del clima. Sin embargo, es bastante menos abundante la bibliografía respecto de las prácticas silvícolas para los bosques nativos, salvo en aquellos casos como los antes descriptos cuando se han generado pérdidas económicas significativas (Logan *et al.,* 2003; Allen *et al.,* 2010; Keenan, 2015), probablemente porque son necesarios largos períodos de tiempo para la toma de los datos experimentales (Seidl y Lexer, 2013). En este apartado, de acuerdo con lo antes expuesto, se analizará el impacto potencial esperado frente al cambio climático, las variaciones en el clima y los eventos extremos frente a diferentes estrategias de manejo y conservación de los bosques nativos. Se propone analizar escenarios puntuales dando recomendaciones y lineamientos de cómo deberían enfrentar los gobiernos, instituciones y empresas al potencial cambio climático, tanto considerando las sinergias positivas (p. ej., mejora en los crecimientos) como las negativas (p. ej., sequías y/o eventos extremos que afecten el normal desarrollo de las masas forestales).

En el caso de las estrategias de conservación, el cambio climático trae aparejado nuevos desafíos, debido a que los cambios recientes han modificado los umbrales de supervivencia de numerosas especies, p. ej. el diseño de las reservas naturales actuales ya no cobija a todas las especies para las que fueron diseñadas y/o propuestas (Swetnam *et al.,* 1999; Heller y Zavaleta, 2009; Hallegatte, 2009; Gifford *et al.,* 2011). En los últimos años han surgido numerosos estudios que proponen diferentes alternativas para mejorar estas estrategias de conservación frente al cambio climático (Heller y Zavaleta, 2009), entre las que incluyen: (a) diseñar reservas biológicamente complejas de modo de capturar mejor los cambios impredecibles en el tiempo, y no solo diseñar estrategias unidireccionales (Bartlein *et al.,* 1997); (b) incrementar el tamaño de las reservas, protegiendo una mayor diversidad de ambientes a lo largo de gradientes climáticos y ambientales, y generar zonas de amortiguamiento alrededor de las mismas (Hartig *et al.,* 1997; Millar *et al.,* 2007); (c) incrementar la conectividad entre las diferentes áreas de conservación (corredores, remoción de barreras, restauración) (Halpin, 1997); (d) conservar las especies en más de una reserva de modo de poder afrontar los potenciales cambios (Halpin, 1997; Millar *et al.,* 2007); (e) mitigar otros impactos que puedan profundizar los cambios producidos por el clima (p. ej., especies invasivas, fragmentación, contaminación) (Chornesky *et al.,* 2005); (f) profundizar los estudios sobre la respuesta de las especies a conservar respecto de cambios fisiológicos, comportamiento o demografía, e incluir dichos estudios dentro de las planificaciones de los planes de manejo (Swetnam *et al.,* 1999); (g) considerar la reubicación de especies de alto valor de conservación cuando las reservas ya no puedan soportar ambientalmente a las mismas (Hannah *et al.,* 2007); (h) implementar prácticas de manejo menos intensivas en áreas de alto valor de conservación o en las zonas de amortiguación de las reservas naturales (Franklin *et al.,* 1992); (i) implementar propuestas basadas en el manejo adaptativo en conjunto con programas de monitoreo de amplio espectro (Millar *et al.,* 2007); (j) promover el desarrollo de políticas públicas de conservación que integren a los pobladores locales en las prácticas implementadas, basadas en la planificación de largo plazo a una escala de paisaje (Chapin *et al.,* 2006); y (k) mejorar las colaboraciones entre diferentes entes gubernamentales y entre actores (estatales, privados u ONG) a los fines de considerar estrategias conjuntas con mayor capacidad de adaptación a los cambios a una mayor escala de paisaje (Grumbine, 1991).



Frente a escenarios de cambio climático, también existen diferentes estrategias potenciales a seguir que pretenden ampliar las posibilidades de adaptación de los sistemas forestales bajo manejo silvícola (Millar *et al.,* 2007; Rist y Moen, 2013), p. ej. (i) generar resistencia en los rodales bajo manejo a los cambios ambientales potenciales que puedan ocurrir, (ii) promoviendo una mayor resiliencia de los rodales a estos cambios al cambiar las prácticas de raleo o cosecha, o (iii) permitiendo a los rodales seguir una dinámica distinta de tal modo que puedan responder favorablemente a estos cambios (p. ej., dejar parte de las decisiones en la dinámica posdisturbio como los raleos o la cosecha a implementar). Estas estrategias pueden ser encaradas desde diferentes puntos de vista de acuerdo con las particularidades y objetivos del manejo propuesto, considerando escenarios de cambio predecibles (modelos determinísticos), o donde las direcciones y magnitudes de cambio son impredecibles (modelos no-determinísticos), y donde los objetivos del manejo deberían ir adecuándose a dichos cambios. En este contexto, Millar *et al.* (2007) sugiere considerar las siguientes potenciales prácticas de manejo, entre las que se destacan: (a) asistir a las transiciones que puedan ocurrir frente al cambio climático, favoreciendo las direcciones del cambio en el desarrollo de las especies forestales o de la biodiversidad que sostiene. Esto implica favorecer la migración de las especies generando transiciones hacia los nuevos hábitats, anticipar las mortalidades de árboles o los potenciales eventos de fuegos. Parte de estos objetivos se pueden alcanzar modificando las planificaciones de cosecha, alterando los objetivos de los raleos o favoreciendo a diferentes especies forestales a lo largo del tiempo y el paisaje (p. ej., estrategias de migración asistida, Halpin, 1997). Otra de las prescripciones recomendadas es trabajar con plantaciones o manejo de rodales mixtos en el mediano y largo plazo, o pasar, en los sectores

más sensibles al cambio, de un manejo regular o un manejo irregular. (b) Incrementar las duplicidades de ambientes en el paisaje y aumentar las zonas de amortiguamiento en aquellos sectores más sensibles al cambio climático. En este sentido, al incrementar la diversidad en el paisaje, se reparten los riesgos en una mayor extensión y se evita concentrar todo el riesgo en un único lugar, lo que podría llevar a extinciones locales de especies o tipos forestales particulares. Esto implicaría un manejo no tradicional aplicando una ingeniería del paisaje, en la cual deliberadamente se intentaría introducir o favorecer especies fuera del rango de distribución histórica, pero que debido al cambio climático lo será en el mediano o largo plazo. (c) Replantearse el manejo del germoplasma para las poblaciones locales, dado que las prácticas tradicionales silvícolas y de conservación se han definido sobre los supuestos de que los ambientes y el clima no cambian. En este sentido usualmente se sugiere mantener estrictos controles de los orígenes genéticos de las poblaciones locales. Dentro de los nuevos paradigmas de cambio, se deberían favorecer los cambios en los genomas locales que vayan migrando de acuerdo a las adaptaciones necesarias de las especies involucradas. Estas prácticas deben realizarse en el marco de un manejo adaptativo y bajo un principio de precautoriedad, ya que podría llevar a la pérdida de los genotipos locales. (d) Manejar el paisaje de modo de promover las conexiones de los ecosistemas y evitar la fragmentación de las poblaciones. En este sentido, la respuesta de las especies a los cambios climáticos es la migración, como estrategia clave para poder sobrevivir en el mediano y largo plazo. Es necesario realizar propuestas silvícolas flexibles de modo de favorecer la conectividad, p. ej. los sistemas de retenciones generan mayor conectividad en los bosques manejados que las propuestas de cosecha tradicionales (p. ej. Lencinas *et al.,* 2017). (e) En caso de no ser posible extender las conectividades, la alternativa es establecer nuevos núcleos de reclutamiento para especies sensibles al cambio climático, esto es, establecer nuevos bosques fuera del rango de distribución actual, basado en distribuciones paleohistóricas y en modelos de hábitats que consideren las modificaciones que producirá el clima. Por ejemplo, poblaciones continuas tienen la posibilidad de expandirse hacia una dirección determinada más favorable; sin embargo, poblaciones discontinuas (por ejeplo cuya ocurrencia es un cerro) tienden a la extinción si las condiciones de cambio empujan a las poblaciones a mayores altitudes que las que poseen los sitios de ocurrencia. En este sentido, se podría comenzar un nuevo núcleo de reclutamiento en otro cerro fuera del rango de distribución actual donde la especie no está presente. (f) En el caso de las estrategias de restauración, se sugiere ampliar los objetivos, y no solo considerar como estrategia la recuperación de los ecosistemas originales, sino considerar aquellos que, aun estando fuera de los rangos históricos, puedan ser los que mejor representen los ecosistemas futuros debido al cambio climático. Y finalmente, (g) es necesario incluir dentro de los ambientes de alto valor de conservación, no solo aquellos que albergan una mayor riqueza de especies, sino también aquellos ambientes que presentan condiciones excepcionales para actuar como refugio de especies en el largo plazo, o bien frente al cambio climático o a eventos catastróficos (por ejemplo fuegos). Hay ambientes que por sus condiciones topográficas, de composición de suelo o microclima, son más adecuados para conservar las especies en el tiempo (Huntley y Webb, 1989; Landesmann *et al.,* 2015), debiendo ser identificados para asegurar su conservación dentro del paisaje.



12.6 Conclusiones

El cambio climático y las variaciones en el clima son un fenómeno que presenta variaciones significativas a escala planetaria, regional y local, pero con diferentes magnitudes y direcciones de cambio. La existencia de herramientas con base en sensores remotos permite el análisis a una escala de paisaje, generando una herramienta sin precedentes para la toma de decisiones en manejo y conservación frente al cambio climático. A partir de estas herramientas, es posible observar que en las últimas décadas se presentaron cambios en las tendencias de temperatura media a lo largo del país que no siguen un patrón único, p. ej. aumentos en el centro norte del país y disminuciones en las regiones asociadas a la alta cordillera. Lo mismo ocurre con la precipitación donde se observan cambios en las tendencias de la precipitación media, por ejemplo, importantes disminuciones para la región del Chaco y aumentos en Patagonia sur. Estos cambios influyen en forma diferencial sobre los ecosistemas y la PPN es un buen indicador que sintetiza la respuesta (magnitud y dirección) de los mismos, por ejemplo, aumentos en la PPN de los ecosistemas asociados a la cordillera y disminuciones en la zona centro-norte del país. Asimismo, la PPN logra capturar la influencia de los eventos extremos y fenómenos climáticos (por ejemplo El Niño). A partir de estas herramientas es posible cuantificar los cambios ocurridos en los ecosistemas a una menor escala (por ejemplo 500 mil hectáreas), e interpretar los cambios observados en relación con la cobertura actual de los bosques nativos y su interacción con los principales factores socioeconómicos (por ejemplo desde eventos de fuegos al avance de la frontera agropecuaria). Es por ello que es necesario pensar en una silvicultura de precisión adaptada a cada región, y que sea lo suficientemente plástica como para adaptarse a una gran amplitud de situaciones posibles, basadas en las observaciones del corto y largo plazo. Son numerosas las recomendaciones para la elaboración de estrategias de manejo y conservación, pero las mismas no pueden ser determinadas a escala nacional. Las mismas deben ser elaboradas a escala regional, provincial o zonal, en relación a los ecosistemas que la componen (por ejemplo particularidades de ensamble de especies o usos por parte de la sociedad) y los cambios potenciales que puedan afectarlos en el corto y en el largo plazo. En este sentido una planificación del uso en el largo plazo se hace imprescindible, y debe ser acompañada de un monitoreo acorde que analice las tendencias de cambio y las relaciones con los cambios climáticos que hoy pueden ser analizados mediante sensores remotos. Es por ello que podemos afirmar que hoy el cambio climático y las variaciones en el clima son una variable ineludible a ser incorporada en la planificación de uso y conservación de nuestros bosques nativos.

CUADRO 1

Efectos del cambio climático sobre paisajes forestales del NO de Patagonia mediados por regímenes alterados de fuego

Florencia. Tiribelli; J. M. Morales; Juan H. Gowda; Thomas Kitzberger.
Laboratorio de Ecotono, Instituto de Investigaciones en Biodiversidad y Medioambiente (INIBIOMA), Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET), Universidad Nacional del Comahue (UNCOMA),

Para analizar el efecto de los procesos asociados al cambio climático sobre decisiones de manejo y silvicultura forestal, es necesario utilizar modelos que simulen sus efectos a las escalas en que se toman las decisiones silvícolas. Es decir, desde escala de rodal hasta escala de paisaje. En ese sentido, es necesario poder predecir cómo el cambio climático impacta las coberturas de los diversos tipos forestales de una región. Para eso hay que tener en cuenta procesos que conducen a la formación, cambio y desaparición de parches de estos tipos forestales: la dispersión, el establecimiento y supervivencia de plántulas y renuevos, la reproducción vegetativa, la sucesión y competencia entre especies y, los disturbios. Entre estos procesos hay dos que son particularmente sensibles al cambio climático: el reclutamiento de plántulas y, la ignición y propagación de incendios.

En Patagonia norte la vegetación presenta dos estrategias principales de recuperación posfuego: rebrote y colonización por semilla. Las especies rebrotantes, por lo general arbustos y árboles pequeños recuperan rápidamente su biomasa, cobertura e inflamabilidad, en tanto que varias especies arbóreas (por p. ej. coihue, lenga, ciprés) solo son capaces de colonizar áreas quemadas a través de la llegada de semillas provenientes de parches no quemados. Además, al ser muchas veces especies heliófilas son capaces de establecerse en cortas ventanas temporales luego del fuego, antes de que la cobertura de especies rebrotantes dificulte su establecimiento. Estas últimas son especialmente sensibles a cambios en el clima y en el régimen de incendios. Por un lado, el clima afecta la producción de semillas, su establecimiento y luego la supervivencia de las plántulas. Por otro lado, al ser sensibles al fuego (cortezas relativamente delgadas, falta de yemas protegidas, etc.), si el tamaño de los incendios es muy grande o los incendios son muy severos, quedan pocos árboles sobrevivientes productores de semillas, limitando la capacidad de colonizar parches quemados y permitiendo que dominen las especies rebrotantes. Si estas especies son capaces de colonizar, desplazan por sombreado a las especies rebrotantes en el largo plazo y disminuyen la inflamabilidad del sistema.

Considerando estos procesos y otros derivados de la literatura construimos un modelo de simulación de paisajes espacialmente explícito denominado ALLADYNS (Argentinean Lake Region LAndscape DYNamics Simulator) y nos preguntamos: (i) manteniendo el régimen de igniciones actual, ¿qué cambios de largo plazo (500 años) esperamos en los paisajes del NO patagónico bajo los escenarios predichos por modelos de cambio climático para la región boscosa en 2100 (disminuciones de 20-40% en las precipitaciones)?; (ii) ¿qué tipos forestales serán más vulnerables a estos cambios y cuales más resilientes?; y (iii) ¿Cómo se reconfigurarán los paisajes y los regímenes de fuego en base a estos cambios?

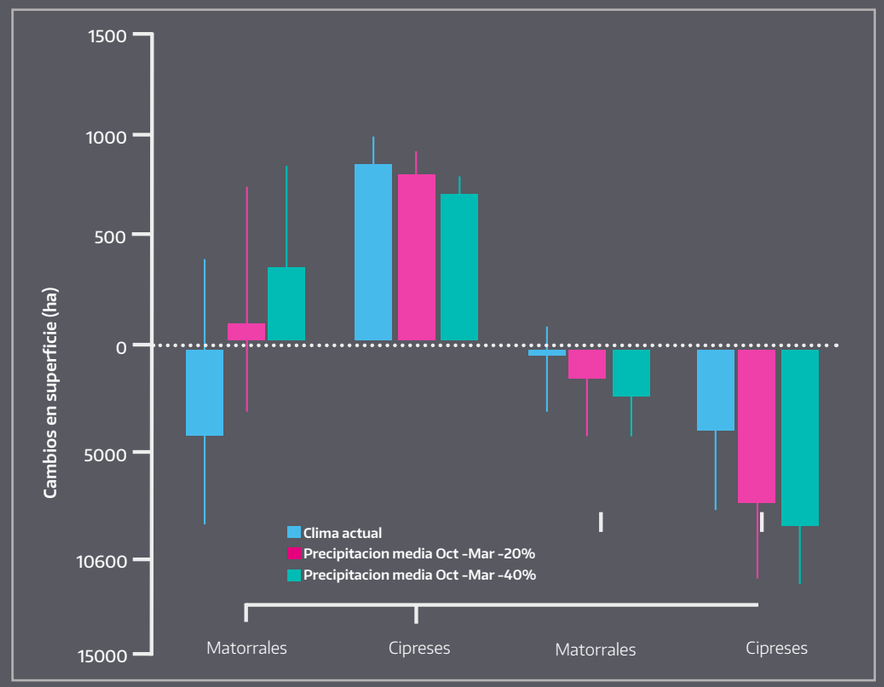


Figura 12.8. Cambios simulados en la cobertura de los principales tipos forestales del noroeste de la Patagonia bajo igniciones y clima actual y, dos escenarios (año 2100) de precipitación esperada bajo cambio climático (reducción del 20% en precipitaciones octubre-marzo, reducción de precipitaciones octubre-marzo del 40%). Se grafican promedios de 20 simulaciones para el año 500 y los intervalos de credibilidad del 95%.

En condiciones de clima e igniciones actuales los matorrales disminuirán ya que la tasa de colonización por ciprés es mayor que la tasa de conversión de otros tipos de bosque a matorrales. Los bosques de coihue se mantendrán estables en el tiempo mientras que los bosques de lenga perderán superficie por conversión a matorrales. Manteniendo las igniciones actuales pero reduciendo las precipitaciones esperadas la tendencia de pérdida de matorrales se hace neutra (escenario -20%) o se revierte (escenario -40%). Esto ocurrirá principalmente porque los bosques retraerán a mayores tasas, especialmente los bosques de lenga, aunque en menor medida también disminuirán la cobertura de los bosques de coihue. Los bosques de ciprés mantendrían su tendencia al aumento de superficies bajo cambio climático pera a menores tasas netas. La mediana del tamaño de los incendios más infrecuentes (más grandes) se duplicaría bajo el escenario de mayor desecación.

Claramente, los bosques de ciprés muestran ser más resilientes mientras que los bosques de *Nothofagus* (particularmente los lengales) se muestran muy vulnerables a cambios futuros en el régimen de precipitaciones. En suma, los paisajes forestales de Patagonia norte futuros estarían levemente más dominados por matorrales y cipresales en detrimento de bosques de coihue y lenga. A su vez aumentaría la incidencia de incendios más grandes por mayor conectividad de coberturas más inflamables (matorrales) y reducción de parches menos inflamables (bosques) que dejarían de actuar como cortafuegos naturales.

La formulación de políticas forestales futuras para esta región debería incorporar estas tendencias. Claramente los sistemas rebrotantes (matorrales) se muestran como muy resilientes y aptos para manejo extensivo. Los cipresales se perfilan como sistemas donde las prácticas silvícolas sostenibles son posibles y deseables mientras que se recomienda poner especiales cuidados y protección a los bosques de *Nothofagus*, en particular los lengales. El manejo del fuego debería centrarse en reducir la combustibilidad de los sistemas rebrotantes (por p. ej. uso leñero o inclusión de cargas sostenibles de ganado) en particular en cercanías de sistemas naturalmente vulnerables (lengales) o socialmente vulnerables como interfases urbano-boscosas.

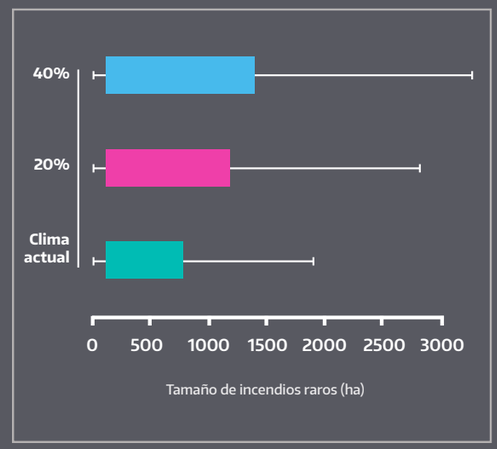


Figura 12.9. Distribución de tamaños de los incendios menos frecuentes (incendios queocurren solo una vez en 500 años de simulación) simulados para el noroeste de la Patagonia bajo igniciones y clima actual y dos escenarios (año 2100) de precipitación esperada bajo cambio climático (reducción del 20% en precipitaciones octubre-marzo y reducción de precipitaciones octubre-marzo del 40%.

CUADRO 2

La deforestación en la ecorregión del Chaco seco: implicancias sobre el cambio climático

Silvia D. Matteucci.
Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET), Argentina.

La concentración atmosférica de CO_2 es uno de los nueve límites planetarios que no debería transgredirse para asegurar la vida humana en nuestro planeta; actualmente este límite se encuentra en la zona de riesgo. Los procesos planetarios no funcionan individualmente sino que pueden potenciarse entre sí. Si se trasgreden uno o más de estos límites, se corre el riesgo de que se produzcan cambios ambientales bruscos no lineales a escala continental o planetaria, que pondrán en riesgo la vida humana. La deforestación, además de producir un incremento de CO_2 atmosférico puede contribuir a la extinción de especies cuya supervivencia depende de la existencia del bosque, el cual puede requerir de la persistencia de especies que participan en las funciones fisiológicas y ecológicas del bosque. Por lo tanto, los dos procesos se potencian, y el umbral de cambio del ensamble de la biodiversidad ya ha sido transgredido (Matteucci, 2018; Matteucci *et al*., 2018).

La ecorregión del Chaco seco ocupa una superficie de casi 50 mil km_2 en el norte de Argentina, y representa poco más del 80% del Parque Chaqueño según Cabrera (1971). Presenta un clima semiárido, que se manifiesta en la cobertura vegetal y en el comportamiento de sus especies. La vegetación es de bosque, a pesar de que el territorio se encuentra próximo a los 30° de latitud, que en otras partes del planeta está ocupado por desiertos (Ledesma, 1992). La comunidad clímax es el bosque dominado por dos especies de alto porte que ocupan toda la región (figura 12.3): el quebracho colorado (*Schinopsis quebracho-colorado*) y el quebracho blanco (*Aspidosperma quebracho-blanco*). El quebracho blanco es de follaje persistente y el quebracho colorado es de follaje caduco, con un comportamiento particular, ya que a diferencia de otras especies caducas de clima templado la caída de las hojas se produce al iniciarse la primavera y mantiene su follaje durante todo el invierno; por lo tanto, protege al ecosistema de las inclemencias durante esta época de lluvias escasas (Mateucci *et al*., 2018).

Al igual que otros bosques nativos, los de la ecorregión Chaco seco brindan una enorme variedad de servicios ecosistémicos y sustento de una alta biodiversidad, que proveen entre otras cosas la protección de la calidad física y química del suelo, la reducción de la evaporación de agua del suelo, provisión de alimentos y materiales, etc. Sin embargo, a diferencia de lo que ocurre en otras regiones forestales de Argentina, en el Chaco seco no se practica una silvicultura extensiva, y por ello, el impacto del cambio climático no se analiza desde las estrategias silvícolas para superar su efecto sobre la producción, sino desde el efecto de la deforestación y la expansión de la frontera agrícola sobre el cambio climático. La región chaqueña, y en particular el Chaco seco, ha sufrido deforestación desde hace muchos años. El sobre uso de los bosques chaqueños se inició en 1870 y se prolongó hasta 1950, con el desarrollo de la industria del tanino en manos de empresas extranjeras (Zarrilli, 2004). En los últimos 25 años, se sumó la deforestación producto del avance de la frontera agrícola industrial para la producción de cultivos intensivos (por ejemplo, cultivos de soja).

La deforestación y la degradación de los bosques son fuentes directas de emisión de gases de invernadero, contribuyendo al calentamiento global, que interfiere además con otros procesos ecosistémicos, con un importante efecto negativo a escala planetaria. Al efecto de la deforestación se suma la emisión de grandes cantidades de gases de invernadero cuando el bosque es reemplazado por cultivos industriales. La región chaqueña sufrió un aceleramiento dramático de la deforestación desde 1977. Hasta el 2002 se habían deforestado 20.000 km^2 y desde esa fecha hasta el 2010 se deforestaron 40.000 km^2 (Piquer-Rodríguez *et al*., 2015). Desde la sanción de la ley de Presupuestos Mínimos de Protección Ambiental de los Bosques Nativos (Ley n° 26331/07) hasta fines de 2016 se deforestaron 2,7 millones de hectáreas, de las cuales el 84% corresponden a tierras forestales en la región chaqueña, por lo que estima que las emisiones por pérdida de bosques fue de 31,83 Mt CO_2.eq (Montenegro, 2017). Al nivel mundial se ha demostrado que la conversión de sistemas naturales a agricultura ha causado una pérdida neta de 7 a 11 millones de km^2 de bosques en los últimos 300 años (Foley *et al*., 2005) y que la deforestación representa aproximadamente el 18% de las emisiones mundiales, ocupando el segundo lugar en nivel de importancia y superando a las emisiones generadas por todo el sector de transporte del mundo (Alcobé, 2013). Si además, las tierras deforestadas son dedicadas a agricultura, la emisión de CO_2 incrementa considerablemente al igual que la de otros gases de invernadero. Se estima que la agricultura emite entre 5,0 y 5,8 Gt CO_2.eq/año (Totino, 2016; Campbell *et al*., 2017). En Argentina se estima que, del total de gases emitidos por la agricultura, el 45,5% es CO_2, el 30,1% CH4, 23,9% N2O y el restante 0,5% otros gases de efecto invernadero (de Obschatko *et al*., 2015).



Figura 12.10. Bosque de quebrachos (izquierda), y arbustal creciendo en un área deforestada (derecha).

Si el bosque chaqueño sigue deforestándose, será difícil poder recuperarlo en las condiciones climáticas actuales, ya que este bosque se formó en un territorio con características peculiares, y en una época en que el divague de los ríos que corren desde el noroeste al sudeste por la llanura ocasionaba almacenamientos de agua en el suelo alrededor de los numerosos meandros. Tal como lo manifiesta el PNUD (2007), "las medidas que tomemos hoy con respecto al cambio climático tendrán consecuencias que perdurarán por un siglo o más. Es imposible revertir en un futuro previsible la parte de este cambio causada por las emisiones de gases de efecto invernadero. Los gases que retienen el calor y que enviemos a la atmósfera en 2008 permanecerán allí hasta 2108 y más. Por lo tanto, lo que decidamos hacer hoy no solo afectará nuestra propia vida, sino aún más la vida de nuestros hijos y nietos. Esto es lo que hace del cambio climático un desafío distinto y más difícil que otros desafíos en el campo de las políticas públicas". Es por ello, que es necesario desarrollar una silvicultura de recuperación o de restauración a escala de paisaje para la región chaqueña. Si bien los bosques implantados o manejados, no cumplen todas las funciones de los bosques naturales por su baja biodiversidad y resiliencia reducida, sin duda podrían ayudar a reducir la emisión de CO_2 ocasionada por otros emprendimientos productivos, por ejemplo cultivos de soja, además de reducir los daños producidos al suelo, reservas de agua y/o afectaciones que se relacionan con una disminución en el bienestar humano.



CUADRO 3

Determinación de sitios potenciales para la implantación de ciprés de la cordillera en el noroeste de la Patagonia en el contexto de cambio climático

Mariano.M. Amoroso[12]*; E. Marcotti*[1]*; José Boninsegna*[1]*; Ricardo Villalba*[1].
[1]Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas, Instituto Argentino de Nivología, Glaciología y Ciencias Ambientales, Argentina. [2] Instituto de Investigaciones en Recursos Naturales, Agroecología y Desarrollo Rural (IRNAD), Universidad Nacional de Río Negro, e Instituto de Investigaciones en Recursos Naturales, Agroecología y Desarrollo Rural (IRNAD), Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET),

Durante los últimos años se ha incrementado el interés en utilizar especies nativas en plantaciones comerciales. Este cambio hacia el uso de especies nativas en lugar de especies exóticas trae consigo múltiples beneficios ya que, entre otros aspectos, se minimiza el riesgo ecológico causado por el escape de especies exóticas y se reduce el potencial daño de ataque de plagas que generalmente afectan forestaciones con exóticas. A pesar del reconocido potencial de varias de las especies nativas destinadas para su utilización en plantaciones y de la promoción que desde diferentes organismos gubernamentales se viene realizando, sin la capacidad de anticiparse a los cambios futuros en el clima y a los impactos negativos que estos tendrán sobre el crecimiento de estas, se corre el riesgo de no poder contar con la información necesaria para prevenir y mitigar estos efectos adversos. Esto incluye, entre otros aspectos, considerar las áreas más aptas para el establecimiento y crecimiento de estas especies.

El ciprés de la cordillera (*Austrocedrus chilensis* (D. Don) Pic. Serm. y Bizzarri) es una de las especies de mayor importancia económica de los Bosques Andino-Patagónicos. Su amplio rango de distribución y su adaptación a condiciones extremas de aridez la convierten en una especie de alto potencial para plantaciones, particularmente en estos ambientes extremos. Conocer la respuesta del ciprés a los cambios en los factores climáticos condicionantes de su crecimiento conjuntamente con los escenarios climáticos futuros, servirá como base para determinar sitios favorables para su establecimiento y crecimiento, y así establecer políticas de adaptación y sistemas de manejo de esta especie en forestaciones frente al cambio climático. Esto requiere de diferentes pasos que se pueden resumir en: (i) el estudio de la respuesta del ciprés a los cambios de los estados medios y extremos del clima para, posteriormente, determinar umbrales de crecimiento de la especie, y (ii) el desarrollo de mapas de las áreas más aptas el establecimiento y crecimiento a partir de simulaciones climáticas provenientes de la regionalización de modelos de circulación general de la atmósfera y la susceptibilidad climática de la especie. La elaboración del mapa resulta de la utilización conjunta de los umbrales de sensibilidad climática del crecimiento de la especie, la variación espacial de la temperatura, la precipitación y del índice de aridez para el periodo de 2070-2100 (modelo regional PRECIS, escenario de emisiones A2), representando la diferencia entre el escenario futuro y la línea de base para los valores anuales de aridez (Amoroso *et al*., 2015).

Para el noroeste de la Patagonia la determinación de los umbrales de crecimiento medidos por la agrupación de los datos de ancho de anillos y el índice de aridez indicaron que, sin que los valores de este sean negativos (déficit hídrico), combinaciones desfavorables de temperatura y precipitación cercanas al déficit resultan en disminuciones del crecimiento. En todos los casos, superado el umbral considerado, el crecimiento disminuye por debajo del crecimiento medio en forma exponencial (Amoroso *et al*., 2015). Del mapa de aridez

(fig. 12.11) se desprende claramente que las condiciones para el crecimiento de la especie serán desfavorables en el futuro para toda la región estudiada. En particular, se observa que la mayor influencia negativa del clima se manifiesta en un gradiente de sur-oeste a noreste, con la excepción de sitios elevados, en donde aún se conservaran mejores condiciones de crecimiento. El ciprés de la cordillera tiene cierta tolerancia a la falta de precipitaciones, por lo cual compite exitosamente en los sitios cercanos a la estepa, de manera que es posible se adapte a las condiciones futuras de precipitación. En cambio, es probable que el incremento de la temperatura lo afecte en mayor medida, probablemente relacionada con el incremento de la evapotranspiración, en particular en los lugares donde la profundidad y la capacidad de almacenamiento de agua del suelo sean bajos.

La utilización conjunta de los umbrales de crecimiento y el mapa de aridez comprende una valiosa herramienta para definir sitios prioritarios y/o favorables para la instalación de futuras forestaciones de ciprés de la cordillera, a fin de optimizar su crecimiento en relación a los cambios futuros del clima y las diferentes áreas donde la especie se distribuye naturalmente. Asimismo, esta información podrá ser utilizada para evaluar y priorizar forestaciones con fines de restauración o restitución de la especie en ambientes degradados o recientemente incendiados. Si bien los mapas elaborados a yudaran en la gestión forestal de esta especie, también podrán servir como guía para otras especies que se utilicen en forestaciones del norte de la Patagonia.

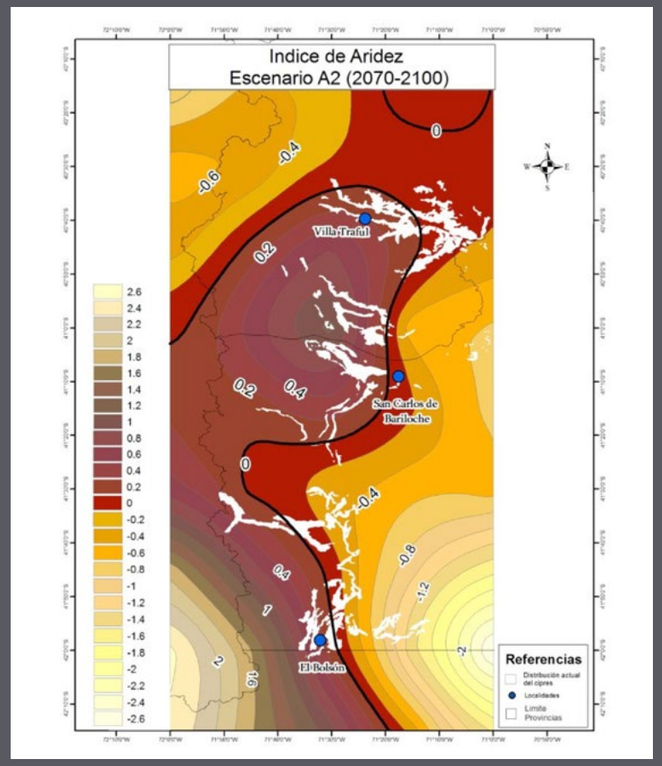


Figura 12.11. Mapa del índice de aridez anual pronosticado en base a las simulaciones provenientes de la regionalización del modelo PRECIS para el escenario A2 y el periodo 2070-2100. La línea negra en el mapa de la línea base marca el índice de 0 por debajo del cual las condiciones de aridez resultan en una disminución del crecimiento del ciprés de la cordillera.

CUADRO 4

Modelado de distribuciones futuras del *Nothofagus pumilio* en un contexto de cambio climático

Carolina Soliani; Paula Marchelli.
Instituto de Investigaciones Forestales y Agropecuarias Bariloche (IFAB), Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria (INTA), Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET), Argentina.

A nivel global, las predicciones asociadas a los cambios climáticos previstos para el futuro consideran que la distribución natural de las especies forestales y la estructura de los bosques se verán afectadas (p. ej. Allen *et al.,* 2010). En la Patagonia, los registros climáticos del último siglo indicaron un aumento en la temperatura media anual (Villalba *et al.,* 2005), una disminución en la precipitación media anual, así como la recesión de los glaciares (Masiokas *et al.,* 2008). Las proyecciones a futuro son consistentes con estos patrones, lo que podría conducir a una mayor aridización de la región, así como una mayor frecuencia de eventos climáticos extremos que afectarían de modo generalizado la actual distribución y crecimiento de las plantas (p. ej. Villalba *et al.,* 2012). Para evaluar el posible impacto del cambio climático sobre la distribución de cuatro especies de *Nothofagus* sudamericanos se realizó una modelización de la distribución a futuro en función del nicho ecológico específico (Marchelli *et al.,* 2017). Las proyecciones de idoneidad de las especies bajo condiciones futuras permiten identificar áreas vulnerables en la distribución actual, o sea con probabilidad de pérdida de la especie, como áreas que actualmente no son idóneas pero que en el futuro podrían serlo. Se consideraron 31 modelos de clima a futuro para el período 2040-2069 desarrollados según el escenario RPC4.5 (Representative Concentration Pathways) obtenidos del CMIP5 (Coupled Model Intercomparison Project Phase 5) (Ramírez Villegas y Jarvis, 2010). La utilización de mapas de vegetación para expresar gráficamente las predicciones asociadas al cambio, permite visualizar detalladamente la adecuación biológica de las especies al clima futuro. Por otra parte, combinar esta información con la distribución de la diversidad genética actual hace posible la definición de una estrategia de conservación de las poblaciones más diversas, o con características genéticas únicas. Asimismo, la caracterización genética permitiría delinear otras estrategias (p. ej. enriquecimiento) para asistir a aquellas poblaciones que presenten algún grado de vulnerabilidad, pero respetando las zonas genéticas definidas (Azpilicueta *et al*., 2016; Soliani *et al*., 2017). En este apartado presentamos el mapa de idoneidad futura y los valores de diversidad genética poblacional para la especie *Nothofagus pumilio* (Poepp. y Endl.) Krasser (lenga). En la tabla 12.2 se presentan las poblaciones evaluadas con marcadores moleculares, que representan la distribución de la especie en Argentina. Se consideró como medida de diversidad genética a la riqueza alélica, aplicando el método de rarefacción en base al menor tamaño muestral para su cálculo, el cual evita el sesgo generado por distintos tamaños muestrales (El Mousadik y Petit, 1996; Petit *et al*., 1998). Para incorporar la variación de marcadores de ADN de cloroplastos y de microsatélites nucleares en la ecuación, se utilizó la riqueza alélica estandarizada poblacional o DGE (Marchelli *et al*., 2017).

$$R_{gst\,j} = (R_{g\mathrm{SSR}j} / \bar{R}_{g\mathrm{SSR}}) + 2 * (R_{g\mathrm{cp}j} / \bar{R}_{g\mathrm{cp}j})$$

donde SSR representa la riqueza alélica para microsatélites nucleares y cp representa la riqueza de haplotipos del cloroplasto.

El ensamblado final donde se proyecta la idoneidad de la especie a futuro se estimó en base a 11 algoritmos de modelado diferentes, por ejemplo, maximum entropy (MAXENT), boosted regression trees (BRT), random forests (RF), entre otros. En el mapa (fig. 12 12) se muestran las áreas predichas idóneas (tonos verdes) según, por lo menos la mitad (15 o más) de los 31 modelos utilizados, y en cada área se indica el número de modelos que predicen su idoneidad. Las áreas que se prevé a futuro perderán idoneidad, según más de la mitad de los modelos, se muestran en rojo. No se encontraron áreas, correspondientes a la actual distribución, donde la totalidad de los modelos predigan idoneidad (máximo de 30 en la especie estudiada). Los resultados sugieren un desplazamiento de la idoneidad hacia el extremo altitudinal superior y hacia el extremo latitudinal más austral de la distribución actual de la lenga. Las áreas donde se espera una mayor pérdida de idoneidad se encuentran hacia el borde árido de la distribución actual, coincidentemente con la estepa patagónica, y hacia el norte de Neuquén. La diversidad genética expresada como DGE resultó más alta en Quilanlahue (40°08′ S, 71°29′ O) y Tierra del Fuego (54°22′ S, 67°16′ O) respecto del resto de las poblaciones analizadas. Los niveles de diversidad se muestran asociados a una gama de colores (tabla 12.1), donde la tonalidad oscura corresponde al valor más alto y la clara al valor más bajo, con una tendencia de disminución de la diversidad de norte a sur. Cabe considerar que aquí se incorporó la información de divisibilidad de los bosques en zonas genéticas, propuesta para la especie en Argentina (Soliani *et al*., 2017).

Zonificación genética propuesta en base a los marcadores moleculares empleados, considerando la topografía y la distribución de las masas boscosas para la especie (modificado de Soliani *et al*., 2017).

Por los múltiples bienes y servicios que brindan los bosques, resulta imprescindible la conservación de su biodiversidad, tanto la diversidad de especies como la diversidad genética. Esta es la base sobre la cual operarán presiones selectivas generadas por cambios en el clima (a futuro), interacciones con otros organismos del ecosistema, o presiones antrópicas. Conservar esta diversidad es una forma de asegurar la potencialidad de las poblaciones de responder positivamente a disturbios externos, algunos de los cuales pueden resultar de extrema peligrosidad. En algunas especies de los Bosques Andino Patagónicos contamos con una herramienta operativa muy útil para resguardar la diversidad y estructura genética original de los bosques, como es la definición de zonas genéticas. Dentro de ellas la transferencia de semillas prevé un riesgo mínimo de contaminación genética (McKay *et al*., 2005). Además, la generación de modelos de idoneidad futura complementa esta información y permite definir acciones concretas en el marco de programas de restauración o reforestación, por. ejemplo priorizando la conservación in situ en áreas estables y la conservación ex situ para áreas vulnerables. Por último, es necesario precisar que se deben tomar ciertos recaudos en la interpretación de la distribución predicha en el marco de los modelos de nicho ecológico, ya que éstos poseen algunas limitaciones; por ejemplo, la clave para comprender el aumento/disminución en el rango de distribución (en referencia a escenarios futuros), podría residir en la tasa de cambio de los hábitats disponibles para una especie y no en su configuración espacial. Por otra parte, dado que los modelos se centran en el componente espacial de los cambios de distribución y no consideran los cambios demográficos asociados, se correría el riesgo de sobre o subestimar la potencialidad biológica real de la especie (Alvarado Serrano y Knowles, 2013). De todos modos, estos modelos constituyen una herramienta válida para realizar predicciones y complementar otras fuentes de información para, en conjunto, proponer estrategias de conservación y manejo de los recursos.

Tabla 12. 2. Diversidad genética estandarizada (DGE) para marcadores microsatélites nucleares y de ADN de cloroplasto a nivel poblacional en *Nothofagus pumilio*.

Zona Genética	Rango latitudinal	Población	DGE
NORTE	36°41′ - 38°53′	Lag. Epulauquen	3,2
		Caviahue	3,3
CENTRAL	38°54′ - 42°26′	Tromen	3,5
		Quilanlahue	5,6
		Valle del Challhuaco	3,3
ESQUEL	42°28′ - 43°09′	Huemules	2,9
		La Hoya	2,7
		C° Nahuelpan	3,1
		Trevelín	2,8
VINTTER	43°10′ - 44°13′	Lago Guacho	2,9
		José San Martín	3,1
ALTO RIO SENGUER	44°15′ - 45°51′	Lago Fontana	2,8
		Río Unión	3,2
SUR	51°06′ - 51°59′	Arroyo Perdido	2,0
		Cancha Carrera	3,3
		Mina I	0,9
TIERRA DEL FUEGO	54°01′ - 54°50′	Norte	1,0
		Centro	5,1
		Este	2,7

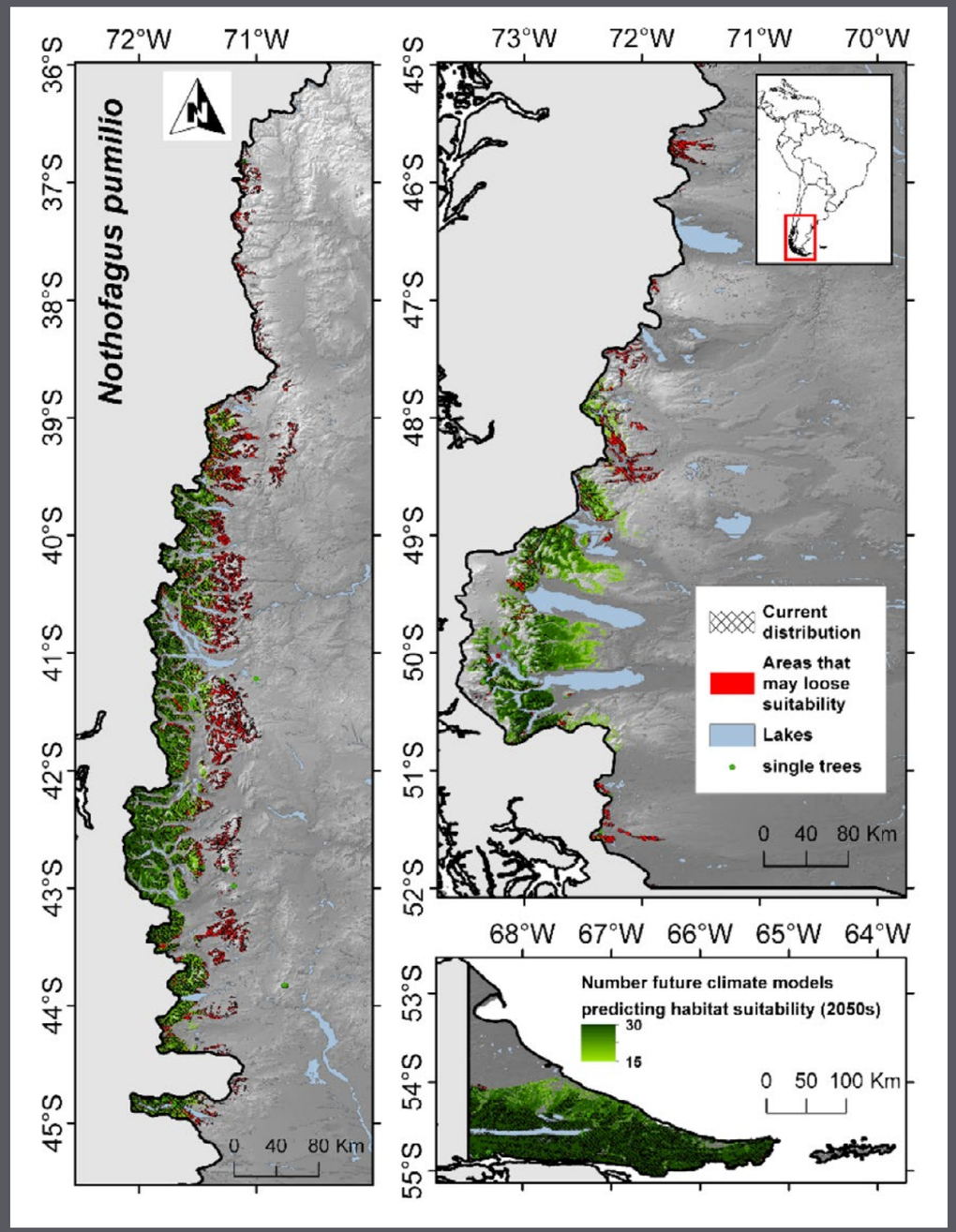


Figura 12.12. Mapas de modelado de nicho ecológico en un escenario de cambio climático predicho para el período 2040-2069 para la lenga (modificado de Soliani *et al.*, 2017).

CUADRO 5

Cambio climático pasado y escenarios futuros en las Yungas

Gonzalo Torres[1]; Liliana Lupo[1]; Pamela Fierro[1]; Elizabeth Pereira[1]; Flavio Speranza[2]; Silvia Pacheco[3]; Lucio Malizia[3]; Natalia Politi[1].

[1]Instituto de Ecorregiones Andinas, Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET), Universidad Nacional de Jujuy, Argentina. [2]Estación Experimental de Cultivos Tropicales Yuto, Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria (INTA), Argentina. [3]Fundación ProYungas, Argentina.

La variabilidad climática puede afectar dramáticamente las características de la estructura y dinámica de los bosques y producir una expansión o retracción del área de distribución de distintas especies de las comunidades de los bosques. Comprender la dinámica de la vegetación en el pasado en función de los cambios climáticos ayuda a entender el presente y elaborar estrategias de manejo para el futuro. Las reconstrucciones paleoclimáticas en las Yungas han permitido establecer que en tiempos pasados la vegetación ha respondido sensiblemente a la variabilidad climática. Estas reconstrucciones paleoclimáticas se realizaron sobre archivos sedimentarios de lagunas, turberas y perfiles aluviales que contienen polen fósil (figura 12.13 d)del Cuaternario Tardío en los Andes del noroeste argentino, la mayoría de ellos ubicados en sectores a más de 3200 m s.n.m. Las secuencias más antiguas abarcan los periodos preúltimo máximo glaciar (hace 29.000 años atrás) en las serranías de Aparzo, provincia de Jujuy y el tardiglaciar (hace 18.000 años atrás) en la serranía de Santa Victoria, provincia de Salta. En estas secuencias, se observaron elevados contenidos de polen de *Juglans australis*, *Alnus acuminata* y *Podocarpus parlatorei*, transportados por el viento (Torres *et al*., 2016). En el registro fósil del Holoceno (en los últimos 10.000 años) de la cuenca del río Yavi en la provincia de Jujuy (Lupo *et al*., 2016), en Abra del Infiernillo y Tafí del Valle en la provincia de Tucumán (Lupo, 1990; Garralla, 2003, Grill *et al*., 2013), y en el valle el Bolsón en la provincia de Catamarca (Kulemeyer *et al*., 2013), se documentaron secuencias con aumento de polen arbóreo asociado a episodios húmedos como respuesta a la intensificación de vientos del este. En contraste, en la cuenca del río Perico, los aumentos o disminuciones de polen arbóreo se vincularon a condiciones de inviernos secos o húmedos (con mayor frecuencia de neblina), respectivamente (Torres 2017). Para el Antropoceno (a partir del siglo XX), en las Lagunas de Yala, provincia de Jujuy (fig. 12.13a), existen registros que señalan aumentos de lluvias y polución con plomo (Pb) a partir de 1960 (Lupo *et al*., 2006). En la Laguna Seca (cercana a la localidad de Tartagal), provincia de Salta (fig. 12.13b), se observa después del año 1984 una intensificación de procesos de remoción en masa por aumentos de lluvias (Fierro *et al*., 2016).

Las evidencias de los datos climáticos históricos y dendrocronológicos (Villalba, 1995; Villalba *et al*., 1998) muestran que las Yungas responden sensiblemente a la variabilidad climática. Modelos climáticos para el último máximo glaciar (hace aproximadamente 21.000 años atrás) indican cambios importantes en la distribución de *Podocarpus parlatorei*, una especie de árbol del bosque montano, con una distribución mucho más extensa y continua durante este período de enfriamiento ambiental (Quiroga *et al*., 2012). Luego, frente a los escenarios de calentamiento posteriores al último máximo glaciar, la distribución se contrajo en áreas relativamente estables pero cada vez más fragmentadas (Quiroga *et al*., 2012).

Otros estudios recientes muestran que las comunidades tropicales y subtropicales de árboles están experimentando cambios direccionales en su composición de especies debido a los cambios climáticos. Este fenómeno de termofilización parece extenderse ampliamente por todos los Andes, aunque las tasas de cambio en la composición de especies varían entre altitudes (Fadrique *et al*., 2018). Los escenarios futuros de cambio climático para las Yungas muestran un aumento de la temperatura media, mínima y máxima anual de 1,5 °C para el futuro cercano (p. ej. para el año 2039). Para este futuro cercano, también se prevé un aumento del porcentaje de días con temperaturas máximas extremas y del número de días con olas de calor y una reducción sustancial de las heladas, con tendencia a desaparecer en los sectores de menor altitud. Asimismo, se proyecta un aumento en las precipitaciones extremas. Modelos predictivos de distribución de especies de árboles de la selva pedemontana en respuesta al cambio climático, sugieren que como consecuencia de este aumento de temperatura algunas especies de árboles (p. ej. *Amburana cearensis*, *Aralia soratensis*, *Calycopyllum multiflorum*, *Gleditsia amorphoides*, *Inga saltensis*, *Phyllostilon rhamnoides*, *Zantoxylum naranjillo*, *Bougainvillea stipitata, Chrysophyllum gonocarpum*, *Cupania vernalis, Myroxylon peruiferum* y *Ocotea puberula*) tenderían a migrar a mayores altitudes y hacia el sur (Pacheco *et al*., 2010). Si la temperatura aumenta en 3 °C, la distribución actual de la selva pedemontana, con su composición de especies actual, se reduciría casi por completo. Sin embargo, el efecto sobre especies arbóreas del bosque montano y de la selva montana será menor (p. ej. *Escalonia millegrana*, *Kaunia lasiophtalmum*, *Myrcianthes callicoma*, *Roupala montana* y *Styrax subargentus*), con una reducción proyectada del 60% de la distribución actual de este piso de vegetación. Las áreas comprendidas entre los 1000 y 1500 m s.n.m. se proyectan como áreas de estabilidad climática, que prácticamente no sufrirán cambios en su composición arbórea. Aunque se espera que estas áreas de estabilidad climática de las Yungas aumenten la riqueza de especies de árboles, ya que este tipo de bosque representará un refugio a largo plazo para las especies de la selva pedemontana y del bosque montano. Si bien los modelos sugieren que las áreas estables de Yungas quedarán representadas dentro del sistema de áreas protegidas, es necesario asegurar un sistema de conectividad entre pisos altitudinales de las Yungas y entre ecorregiones (Chaco), que permita la dispersión o migración exitosa de las especies arbóreas y de la fauna ante los impactos de cambio climático futuro.

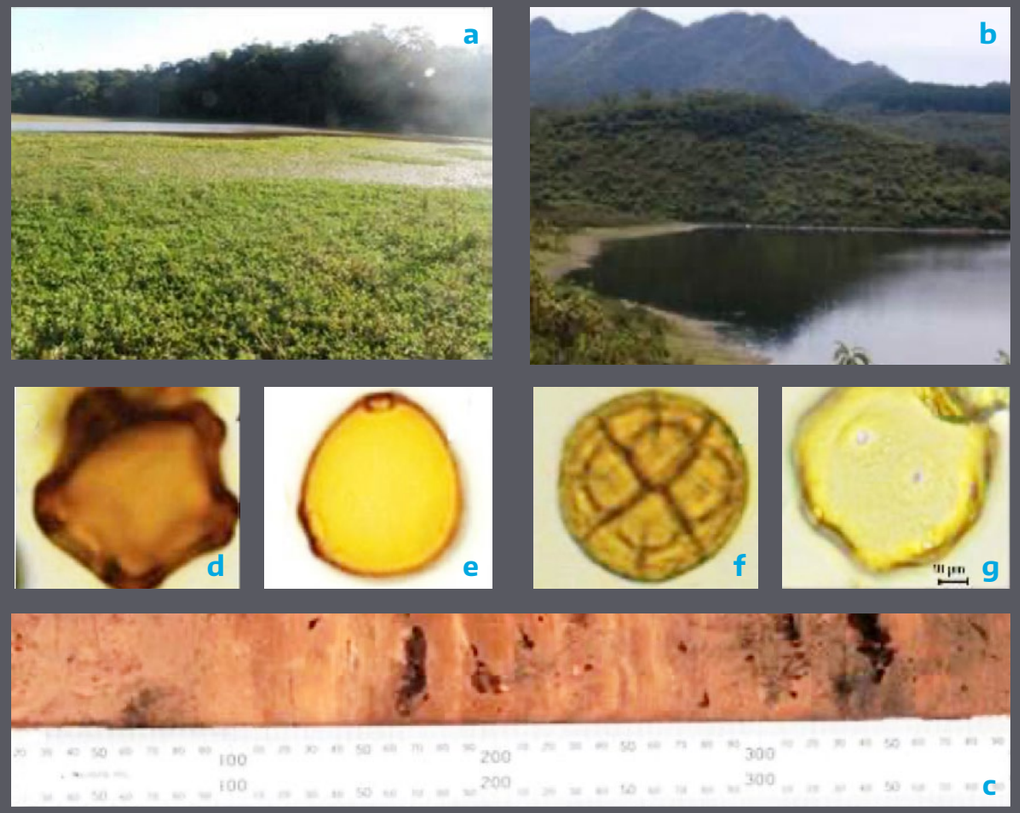


Figura 12.13. (a) Laguna seca en Tartagal (provincia de Salta), (b) Laguna Comedero en Yala (provincia de Jujuy), (c) registro sedimentario, (D) granos de polen fósil: *Alnus acuminata, Celtis* sp., *Anadenanthera colubrina* y *Juglans australis* (de arriba hacia abajo).

Bibliografía

Aceituno, P., 1988. On the functioning of the Southern Oscillation in the South American sector. Part 1: surface climate. Monthly Weather Review 116, 505–524.

Alcobé, F., 2013. El rol de los bosques en el cambio climático. Producción Forestal 7, 7-9.

Adams, H.D., Guardiola-Claramonte, M., Barron-Gafford, A., Villegas, J.C.D., Breshears, D., Zou, C.B., Troch, A., Huxman, T.E., 2009. Temperature sensitivity of drought-induced tree mortality portends increased regional die-off under global-change-type drought. Proceedings of the National Academy of Sciences 106, 7063-7066.

Allen, C.D., Macalady, A.K., Chenchouni, H., Bachelet, D., McDowell, N., Vennetier, M., Kitzberger, T., Rigling, A., Breshears, D., Hogg, E.H., González, P., Fensham, R., Zhang, Z., Castro, J., Demidova, N., Lim, J., Allard, G., Running, S., Semerci, A., Cobb, N., 2010. A global overview of drought and heat-induced tree mortality reveals emerging climate change risks for forests. Forest Ecology and Management 259, 660-684.

Allen, C.D., Breshears, D.D., McDowell, N.G., 2015. On underestimation of global vulnerability to tree mortality and forest die-off from hotter drought in the Anthropocene. Ecosphere 6, 1-55.

Alvarado Serrano, D.F., Knowles, L.L., 2013. Ecological niche models in phylogeographic studies: Applications, advances and precautions. Mol. Ecol. Res. 14: 233-248.

Amoroso, M.M., Daniels, L.D., Villalba, R., Cherubini, P., 2015. Does drought incite tree decline and death in *Austrocedrus chilensis* forests? Journal of Vegetation Science 26, 1171-1183.

Arco Molina, J.G., Hadad, M.A., González Antivilo, F., Roig, F.A., 2015. Leaf death in *Araucaria araucana* (Mol.) K. Koch seedlings due to frosts. Preliminary results. Rev. Fac. Ciencias Agrarias 47, 59-65.

Arco Molina, J.G., Hadad, M.A., Roig, F.A., 2016. Frost damage in wood as related to cambial age and bark thickness in *Araucaria araucana* from Patagonia, Argentina. Dendrochronologia 37, 116-125.

Asadieh, B., Krakauer, N.Y., 2015. Global trends in extreme precipitation: climate models versus observations. Hydrol. Earth Syst. Sci. 19, 877-891.

Azpilicueta, M.M., Marchelli, P., Gallo, L.A., Umaña, F., Thomas, E., van Zonneveld, M., Aparicio, A.G., Pastorino, M.J., Barbero, F., Martínez, A., González Peñalba, M., Lozano, L., 2016. Zonas genéticas de raulí y roble pellín en Argentina: Herramientas para la conservación y el manejo de la diversidad genética, Ediciones (Azpilicueta, M.M., Marchelli, P., eds.). Ed. INTA, Bariloche, Argentina.

Bahamonde, H.A., Peri, P.L. Monelos, L.H., Martínez Pastur, G., 2011. Aspectos ecológicos de la regeneración por semillas en bosques nativos de *Nothofagus antartica* en Patagonia Sur, Argentina. Bosque 32(1), 20-29.

Bartlein, P.J., Whitlock, C., Shafter, S.L., 1997. Future climate in the Yellowstone National Park region and its potential impact on vegetation. Conservation Biology 11, 782-792.

Barros, V.R., Boninsegna, J.A., Camilloni, I.A., Chidiak, M., Magrín, G.O., Rusticucci, M., 2015. Climate change in Argentina: Trends, projections, impacts and adaptation. Wiley Interdisciplinary Reviews: Climate Change 6(2), 151-169.

Cabré, M.F., Quénol, H., Nuñez, M., 2016. Regional climate change scenarios applied to viticultural zoning in Mendoza, Argentina. International Journal of Biometeorology 60(1), 1325-1340.

Cabrera, A. L., 1971. Fitogeografía de la República Argentina. Boletín de la Sociedad Argentina de Botánica XIV (1-2), 1-42.

Camarillo-Naranjo, J.M., Álvarez-Francoso, J.I., Limones-Rodríguez, N., Pita-López, M.F., Aguilar-Alba, M., 2018. The global climate monitor system: From climate data-handling to knowledge dissemination. International Journal of Digital Earth. DOI 10.1080/17538947.

Campbell, B.M., Beare, D.J., Bennett, E.M., Hall-Spencer, M., Ingram, J., Jaramillo, F., Ortiz, R., Ramankutty, N., Sayer, J.A, Shindell, D., 2017. Agriculture production as a major driver of the Earth system exceeding planetary boundaries. Ecology and Society 22(4), 8.

Carilla, J.E., Grau, H.R., 2010. 150 years of tree establishment, land use and climate change in montane grasslands, northwest Argentina. Biotropica 42(1), 49-58.

Chapin, F.S., Lovecraft, A.L., Zavaleta, E.S., Nelson, J., Robards, M.D., Kofinas, G.P., Trainor, S.F., Peterson, G.D., Huntington, H.P., Naylor, R.L., 2006. Policy strategies to address sustainability of Alaskan boreal forests in response to a directionally changing climate. PNAS 103, 16637-16643.

Chornesky, E.A., Bartuska, A.M., Aplet, G.H., Britton, K.O., Cummings-Carlson, J., Davis, F.W., Eskow, J., Gordon, D.R., Gottschalk, K.W., Haack, R.A., Hansen, A.J., Mack, R.N., Rahel, F.J., Shannon, M.A., Wainger, L.A., Wigley, T.B., 2005. Science priorities for reducing the threat of invasive species to sustainable forestry. Bioscience 55, 335-348.

Conde-Álvarez, C., Saldaña-Zorrilla, S.O., 2007. Cambio climático en América Latina y el Caribe: Impactos, vulnerabilidad y adaptación. Rev. Ambiente y Desarrollo 23(2), 23-30.

Cook, B.I., Smerdon, J.E., Seager, R., Cook, E.R., 2014. Pan-continental droughts in North America over the last millennium. J. Climate 27, 383-397.

Cowtan, K., Hausfather, Z., Hawkins, E., Jacobs, P., Mann, M.E., Miller, S., Steinman, B., Stolpe, M., Way, R., 2015. Robust comparison of climate models with observations using blended land air and ocean sea surface temperatures. Geophys. Res. Lett. 42, 6526–6534.

Crausbay, S.D., Ramirez, A.R., Carter, S.L., Cross, M.S., Hall, K.R., Bathke, D.J., Betancourt, J.L., Colt, S., Cravens, A., Dalton, M.S., Dunham, J.B., Hay, L.E., Hayes, M.J., McEvoy, J., McNutt, C.A., Moritz, M.A., Nislow, K.H., Raheem, N., Sanford, T., 2017. Defining ecological drought for the 21st century. Bulletin of the American Meteorological Society 98, 2543-2550.

de la Casa, A.C., Ovando, G.G., 2014. Climate change and its impact on agricultural potential in the central region of Argentina between 1941 and 2010. Agricultural and Forest Meteorology 195-196, 1-11.

de Obschatko, E.S., Basualdo, A., Kindgard, A., 2015. Cambio climático y agricultura en la Argentina. Aspectos institucionales y herramientas de Información para la formulación de políticas. Instituto Interamericano de Cooperación para la Agricultura.

Easterling, D.R., Meehl, G., Changnon, S., Parmesan, C., Karl, T.R., Mearns, L.O., 2000. Climate extremes: observations, modeling, and impacts. Science 289, 2068-2074.

El Mousadik, A., Petit, R.J., 1996. High level of genetic differentiation for allelic richness among populations of the argan tree (Argania spinosa (L.) Skeels) endemic to Morocco. Theor. Appl. Genet. 92, 832-839.

ESRI, 2011. ArcGIS Desktop: Release 10. Redlands, CA: Environmental Systems Research Institute.

Fadrique, B., Baez, S., Duque, A., Malizia, A., Blundo, C., Carilla, J., Osinaga-Acosta, O., Malizia, L., Silman, M., Farfan-Rios, W., Malhi, Y., Young, K., Cuesta, F., Homeier, J., Peralvo, M., Pinto, E., Jadan, O., Aguirre, N., Aguirre, Z., Feeley, K., 2018. Widespread but heterogeneous responses of Andean forests to climate change. Nature. En prensa.

Fierro, P.T., Kulemeyer, J.J. Lupo, L.C., Giralt, S., 2016. Historia ambiental de la Laguna Seca, Tartagal, Salta, Noroeste Argentino. Revista Brasilera de Paleontología 19(2), 325-340.

Foley, J.A., DeFries, R., Asner, G.P., Barford, C., Bonan, G., Carpenter, S.R., Chapin, F.S., Coe, M.T., et al., 2005. Global consequences of land use. Science 309, 570-574.

Frangi, J., Richter, L., Barrera, M., Alloggia, M., 1997. Decomposition of *Nothofagus* fallen woody debris in forests of Tierra del Fuego, Argentina. Canadian Journal of Forest Research 27, 1095-1102.

Franklin, J.F., Swanson, F.J., Harmon, M.E., Perry, D.A., Spies, T.A., Dale, V.H., McKee, A., Ferrell, W.K., Means, J.E., Gregory, S.V., Lattin, J.D., Schowalter, T.D., Larsen, D., 1992. Effects of global climatic change on forests in northwestern North America. In: Peters, R.L., Lovejoy, T.E. (Eds.), Global Warming and Biodiversity. Yale University Press, New Haven, pp. 244-254.

Garralla, S., 2003. Análisis polínico de una secuencia sedimentaria del Holoceno tardío en el Abra del Infiernillo, Tucumán, Argentina. Polen 12, 53-63.

Gauly, M., Bollwein, H., Breves, G., Brügemann, K., Dänicke, S., Daş, G., Demeler, J., Hansen, H., Isselstein, J., König, S., Lohölter, M., Martinsohn, M., Meyer, U., Potthoff, M., Sanker, C., Schröder, B., Wrage, N., Meibaum, B., von Samson-Himmelstjerna, G., Stinshoff, H., Wrenzycki, C., 2013. Future consequences and challenges for dairy cow production systems arising from climate change in Central Europe: A review. Animal 7(5), 843-859.

Gifford, R., Kormos, C., McIntyre, A., 2011. Behavioral dimensions of climate change: Drivers, responses, barriers, and interventions. Wiley Interdisciplinary Reviews: Climate Change 2(6), 801-827.

Gómez, I.A., Gallopín, G.C., 1991. Estimación de la productividad primaria neta de ecosistemas terrestres del mundo en relación a factores ambientales. Ecología Austral 1, 24-40.

González, M.E., Veblen, T.T., 2006. Climatic influences on fire in *Araucaria araucana-Nothofagus* forests in the Andean cordillera of south-central Chile. Ecoscience 13(3), 342-350.

González, M.E., Lara, A., Urrutia, R., Bosnich, J., 2011. Cambio climático y su impacto potencial en la ocurrencia de incendios forestales en la zona centro-sur de Chile (33º - 42º S). Bosque 32(3), 215-219.

González Antivilo, F.A., Paz, R.C., Keller, M., Borgo, R., Roig, F.A., 2017. Macro- and microclimate conditions may alter grapevine deacclimation: Variation in thermal amplitude in two contrasting wine regions from North and South America. International Journal of Biometeorology 61, 2033-2045.

Grill, S., Franco Salvi, V., Salazar, J., 2013. Condiciones climáticas y ambientales durante el primer milenio de la era en el valle de Tafí (Tucumán, Argentina). Revista Brasilera de Paleontología 16(3), 495-506.

Grimm, A.M., Barros, V.R., Doyle, M.E., 2000. Climate variability in Southern South America associated with El Niño and La Niña events. Journal of Climate 13, 35-58.

GRDC, 2010. The climate change irony - more frost. Australian Government, Grains Research and Development Corporation, Ground Cover 85.

Grumbine, R.E., 1991. Cooperation or conflict-interagency relationships and the future of biodiversity for United-States parks and forests. Environmental Management 15, 27-37.

Guerra, L., Piovano, E.L., Córdoba, F.E., Tachikawa, K., Rostek, F., Garcia, M., Bard, E., Sylvestre, F., 2017. Climate change evidences from the end of the Little Ice Age to the Current Warm Period registered by Melincué Lake (Northern Pampas, Argentina). Quaternary International 438(5), 160-174.

Hadad, M.A., Amoroso, M.M., Roig, F.A., 2012. Frost ring distribution in *Araucaria araucana* trees from the xeric forests of Patagonia, Argentina. Bosque 33, 309-312.

Hadad, M.A., 2014. Efecto del clima en los anillos de crecimiento de *Araucaria araucana* en el norte de la Patagonia Argentina. Ecosistemas 23, 109-111.

Hadad, M., Roig, F.A., Boninsegna, J., Paton, D., 2014. Age-dependent tree-ring responses to climate in *Araucaria araucana* trees from the xeric NW Patagonia of Argentina. Forest Ecology and Diversity 8: 343-351.

Hadad, M.A., Roig, F.A., Rojas-Badilla, M., LeQuesne, C., 2018. Sincronía de heladas registradas en los anillos de crecimiento de *Austrocedrus chilensis* a ambos lados de la cordillera de Los Andes en Patagonia. Anales XII Congreso Latinoamericano de Botánica de Quito.

Hallegatte, S., 2009. Strategies to adapt to an uncertain climate change. Global Environmental Change 19(2), 240-247.

Halpin, P.N., 1997. Global climate change and natural-area protection: Management responses and research directions. Ecological Applications 7, 828-843.

Hannah, L., Midgley, G., Andelman, S., Araujo, M., Hughes, G., Martinez-Meyer, E., Pearson, R., Williams, P., 2007. Protected area needs in a changing climate. Frontiers in Ecology and the Environment 5, 131-138.

Hartig, E.K., Grozev, O., Rosenzweig, C., 1997. Climate change, agriculture and wetlands in Eastern Europe: Vulnerability, adaptation and policy. Climatic Change 36, 107-121.

Heinzenknecht, G.M., 2011. Proyecto "Riesgo y Seguro Agropecuario" – Etapa II, Préstamo BID 899 / OC-AR-1. 54 pp.

Heller, N.E., Zavaleta, E.S. 2009. Biodiversity management in the face of climate change: A review of 22 years of recommendations. Biological Conservation 142, 14-32.

Hoegh-Guldberg, O., Bruno, J.F., 2010. The impact of climate change on the World's marine ecosystems. Science 3 28, 1523-1528.

Holz, A., Kitzberger, T., Paritsis, J., Veblen, T.T., 2012. Ecological and climatic controls of modern wildfire activity patterns across southwestern South America. Ecosphere 3, 1-25.

Hopkins, F.M., Torn, M.S., Trumbore, S.E., 2012. Warming accelerates decomposition of decades-old carbon in forest soils. PNAS 109(26), 1753-1761.

Huntley, B., Webb, T., 1989. Migration, species response to climatic variations caused by changes in the Earth's orbit. Journal of Biogeography 16, 5-19.

Inouye, D.W., 2008. Effects of climate change on phenology, frost damage, and floral abundance of montane wildflowers. Ecology 89, 353-362.

IPCC-WGI, 2007. Intergovernmental Panel on Climate Change, Working Group I. Working Group I Contribution to the Intergovernmental Panel on Climate Change Fourth Assessment Report Climate Change 2007: The Physical Science Basis. Summary for Policymakers. 23 pp.

IPCC, 2014. Intergovernmental Panel on Climate Change. Climate change 2014: Impacts, adaptation, and vulnerability. Part B: Regional aspects. Contribution of Working Group II to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge University Press, Cambridge, UK, and New York, USA.

Ivancich, H., Martínez Pastur, G., Roig, F., Barrera, M., Pulido, F., 2012. Changes in height growth patterns in the upper tree-line forests of Tierra del Fuego in relation to climate change. Bosque 33(3), 267-270.

Jentsch, A., Beierkuhnlein, C., 2008. Research frontiers in climate change: Effects of extreme meteorological events on ecosystems. Comptes Rendus Geoscience 340(9-10), 621-628.

Katz, R.W., Brown, B., 1992. Extreme events in a changing climate: Variability is more important than averages. Climatic Change 21(3), 289-302.

Kautz, M., Anthoni, P., Meddens, A.J.H., Pugh, T.A.M., Arneth, A., 2017. Simulating the recent impacts of multiple biotic disturbances on forest carbon cycling across the United States. Global Change Biology 24, 2079-2092.

Keenan, R.J., 2015. Climate change impacts and adaptation in forest management: A review. Annals of Forest Science 72,145-167.

Kiladis, G.N., Diaz, H.F., 1989. Global climatic anomalies associated with extremes in the Southern Oscillation. Journal of Climate 2, 1069-1090.

Kitzberger, T., Veblen, T.T., Villalba, R., 1997. Climatic influences on fire regimes along a rain forest-to-xeric woodland gradient in northern Patagonia, Argentina. Journal of Biogeography 24, 35-47.

Kitzberger, T., Veblen, T.T., Villalba, R., 2000. Métodos dendroecológicos y sus aplicaciones en estudios de dinámica de bosques templados de Sudamérica.en F.A.R., editor. Dendrocronología en AméricaLatina. EDIUNC, Mendoza.

Kitzberger, T., Veblen, T.T., 2003. Influences of climate on fire in Northern Patagonia, Argentina. En: Veblen, T.T., Baker, W.L., Montenegro, G., Swetnam, T.W., Eds. Fire regimes and climatic change in temperate ecosystems of the western Americas. Springer-Verlag. pp. 296-321.

Kulemeyer, J., Lupo, L., Madozzo Jaén M.C., Cruz, A., Cuenya, P., Maloberti, M., Cortés, G., Korstanje, A., 2013. Desarrollo del Paisaje Holoceno en la Cuenca de El Bolsón: Gente y ambiente en procesos de cambio y estabilidad. Dialogo Andino 41, 25-44.

Landesmann, J.B., Gowda, J.H., Garibaldi, L., Kitzberger, T., 2015. Survival, growth and vulnerability to drought in fire refuges: Implications for the persistence of a fire-sensitive conifer in northern Patagonia. Oecologia 179(4), 1111-1122.

Latif, M., Keenlyside, N.S., 2009. El Niño/Southern Oscillation response to global warming. PNAS 106(49), 20578-20583.

Lean, J.L., 2018. Observation-based detection and attribution of 21st century climate change. Interdisciplinary Reviews: Climate Change 9(2), e511.

Ledesma, N.R., 1992. Caracteres de la semiaridez en el Chaco Seco. Anales de la Academia Nacional de Agronomía y Veterinaria 46, 21-32.

Lencinas, M.V., Sola, F., Martínez Pastur, G., 2017. Variable retention effects on vascular plants and beetles along a regional gradient in *Nothofagus pumilio* forests. Forest Ecology and Management 406: 251-265.

Logan, J.A., Régnière, J., Powell, J.A., 2003. Assessing the impacts of global warming on forest pest dynamics. Frontiers in Ecology and the Environment 1, 130-137.

Loustau, M.R., 2002. Influencia del cambio climático global sobre la producción agropecuaria argentina. Rev. de Cs. Agrs. y Tec. de Alimentos 20, 15-28.

Lupo, L., 1990. Palinología de una secuencia del Holoceno en el Valle de Tafí, provincia de Tucumán, Argentina. Facena 8, 87-98.

Lupo, L., Bianchi, M., Aráoz, E., Grau, R., Lucas, C., Kern, R., Camacho, M., Tanner, W., Grosjean, M., 2006. Climate and human impact during the past 2000 years as recorded in the Lagunas de Yala, Jujuy, northwestern Argentina. Quaternary International 158, 30-43.

Lupo, L., Kulemeyer, J., Sánchez, A., Pereira, E., Cortés, R. 2016. Los archivos paleo-ambientales en el Borde Oriental de la Puna y sus respuestas a los cambios naturales y antrópicos durante el Holoceno. Noroeste argentino. Dossier Estudios sociales del NOA 16, 39-68.

Magrin, G.O., Travasso, M.I., Rodríguez, G.R., 2005. Changes in climate and crop production during the 20th century in Argentina. Climatic Change 72(1-2), 229-249.

Mancini, M.V., 2009. Holocene vegetation and climate changes from a peat pollen record of the forest - steppe ecotone, Southwest of Patagonia (Argentina). Quaternary Science Reviews 28(15-16), 1490-1497.

Mann, M.E., Kump, L.R., 2009. Dire predictions: Understanding global warming. New York, USA. DK publishing. 208 pp.

Marchelli, P., Thomas, E., Azpilicueta, M.M., van Zonneveld, M., Gallo, L., 2017. Integrating genetics and suitability modelling to bolster climate change adaptation planning in Patagonian *Nothofagus* forests. Tree Gen. Genomes 13, 119.

Martínez Pastur, G., Lencinas, M.V., Vukasovic, R., Peri, P.L., Diaz, B., Cellini, J.M., 2004. Turno de corta y posibilidad de los bosques de lenga (*Nothofagus pumilio*) en Tierra del Fuego (Argentina). Bosque 25(1), 29-42.

Martínez Pastur, G., Lencinas, M.V., Díaz Delgado, R., 2016. Cambios en las comunidades de aves del bosque debido a la reducción de la productividad primaria neta en los bosques de *Nothofagus* en Tierra del Fuego. Actas XXVII Reunión Argentina de Ecología. Iguazú, Argentina, pp. 266.

Martínez Pastur, G., Peri, P.L., Huertas Herrera, A., Schindler, S., Díaz Delgado, R., Lencinas, M.V., Soler, R., 2017. Linking potential biodiversity and three ecosystem services in silvopastoral managed forests landscapes of Tierra del Fuego, Argentina. International Journal of Biodiversity Science, Ecosystem Services and Management 13(2), 1-11.

Martínez-Vilalta, J., Lloret, F., 2016. Drought-induced vegetation shifts in terrestrial ecosystems: The key role of regeneration dynamics. Global and Planetary Change 144, 94-108.

Masiokas, M. H., Villalba, R., Luckman, B.H., Lascano, M.E., Delgado, S., Stepanek, P., 2008. 20th-century glacier recessionand regional hydroclimatic changes in northwestern Patagonia. Global Planet Change 60, 85-100.

Matteucci, S.D., 2018. Límites Planetarios y Ley de Bosques. Fronteras 16, 1-7.

Matteucci, S.D., Totino, M., Urdampilleta, C.M., 2018. Aprovechamiento de servicios ecosistémicos por parte de comunidades campesinas como estrategia de conservación de bosques nativos en Santiago del Estero. Fronteras 16, 5-17.

McKay, J.K., Christian, C.E., Harrison, S., Rice, K.J., 2005. How local is local? A review of practical and conceptual issues in the genetics of restoration. Restor. Ecol. 13, 432-440.

Millar, C.I., Stephenson, N.L., Stephens, S.L., 2007. Climate change and forests of the future: Managing in the face of uncertainty. Ecological Applications 17(8), 2145-2151.

Millar, C.I., Stephenson, N.L., 2015. Temperate forest health in an era of emerging megadisturbance. Science, 349, 823-826.

Montenegro, C., 2017. Superficie de bosque nativo de la República Argentina. Secretaría de Política Ambiental, Cambio Climático y Desarrollo Sostenible. Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible de la Nación.

Mundo, I.A., Villalba, R., Veblen, T.T., Kitzberger, T., Holz, A., Paritsis,. J., Ripalta, A., 2017. Fire history in southern Patagonia: human and climate influences on fire activity in *Nothofagus pumilio* forests. Ecosphere 8, 1-23.

Nitschke, C.R., Amoroso, M.M., Coates, K.D., Astrup, R., 2012. The influence of climate change, site type, and disturbance on stand dynamics in northwest British Columbia, Canada. Ecosphere 3, 1-11.

Overpeck, J.T., Rind, D., Goldberg, R., 1990: Climate-induced changes in forest disturbance and vegetation. Nature 343, 51-53.

Pacheco, S., Malizia, L.R., Cayuela, L., 2010. Effects of climate change on subtropical forests of South America. Tropical Conservation Science 3(4), 423-437.

Paritsis, J., Veblen, T.T., 2011. Dendroecological analysis of defoliator outbreaks on Nothofagus pumilio and their relation to climate variability in the Patagonian Andes. Global Change Biology 17, 239-253.

Pechony, O., Shindell, D.T., 2010. Driving forces of global wildfires over the past millennium and the forthcoming century. Proc. Natl. Acad. Sci. 107, 19167-19170.

Peng, C., Ma, Z., Lei, X., Zhu, Q., Chen, H., Wang, W., Liu, S., Li, W., Fang, X., Zhou, X., 2011. A drought-induced pervasive increase in tree mortality across Canada's boreal forests. Nature Climate Change 1, 467-471.

Petit, R.J., El Mousadik, A., Pons, O., 1998. Identifying populations for conservation on the basis of genetic markers. Conserv. Biol. 12, 855-884.

Pickett, S.T A., White, P.S., 1985. The ecology of natural disturbance and patch dynamics. Academic Press, Orlando, Florida, USA.

Piquer-Rodríguez, M., Torella, S., Gavier-Pizarro, G., Volante, J., Somma, D., Ginzburg, R., Kuemmerle, T., 2015. Effects of past and future land conversions on forest connectivity in the Argentine Chaco. Landscape Ecology 30,817-833.

PNUD Argentina, 2007. Informe sobre Desarrollo Humano 2007-2008 La lucha contra el cambio climático: Solidaridad frente a un mundo dividido. Disponible en: http://hdr.undp.org/

Quiroga, P., Pacheco, S., Malizia, L.R., Premoli, A., 2012. Shrinking forests under warming: evidence of *Podocarpus parlatorei* from the subtropical Andes. Journal of Heredity 103(5), 682-691.

Raffa, K.F., Aukema, B., Bentz, B., Carroll, A., Hicke, J., Turner, M., Romme, W., 2008. Cross-scale drivers of natural disturbances prone to anthropogenic amplification: the dynamics of bark beetle eruptions. Bioscience 58(6), 501-517.

Ramírez Villegas, J., Jarvis, A., 2010. Downscaling global circulation model outputs: the Delta method. Decision and Policy Analysis WP1. International Center for Tropical Agriculture (CIAT). Cali, Colombia.

Rist, L., Moen, J., 2013. Sustainability in forest management and a new role for resilience thinking. Forest Ecology and Management 310, 416-427.

Rodríguez-Catón, M., Villalba, R., Morales, M., Srur, A., 2016. Influence of droughts on *Nothofagus pumilio* forest decline across northern Patagonia, Argentina. Ecosphere 7, 1-17.

Roig, F.A., Le-Quesne, C., Boninsegna, J.A., Briffa, K., Lara, A., Grudd, H., Jones, P., Villagrán, C., 2001. Climate variability 50,000 years ago in mid-latitude Chile as reconstructed from tree rings. Nature 410, 567-570.

Roig, F.A., Villalba, R., 2008. Understanding Climate from Patagonian Tree Rings. En: Rabassa, J. (editor), Late Cenozoic of Patagonia and Tierra del Fuego. Developments in Quaternary Sciences 11, 411-435.

Roig, F.A., Hadad, M.A., Moreno, C., Gandullo, R.J., Piraino, S., Martínez Carretero, E., González Loyarte, M., Arco, J.G., Bendini, M., Boninsegna, J.A., Peralta, I., Barrio, E., Bottero, R., Patón Domínguez, D., Juaneda, E., Trevizor, T., Duplancic, A., 2014. Hiatos de regeneración del bosque de *Araucaria araucana* en Patagonia: vinculaciones al uso de tierras y desertificación regional. Zonas Aridas 15: 326-348.

Rosenzweig, C., Karoly, D., Vicarelli, M., Neofotis, P., Wu, Q., Casassa, G., Menzel, A., Root, T., Estrella, N., Seguin, B., Tryjanowski, P., Liu, Ch., Rawlins, S., Imeson, A., 2008. Attributing physical and biological impacts to anthropogenic climate change. Nature 453, 353-357.

Ryan, S.F., Deines, J., Scriber, J.M., Pfrender, M.E., Jones, S., Emrich, S., Hellmann, J.J., 2018. Climate-mediated hybrid zone movement revealed with genomics, museum collection, and simulation modeling. PNAS. DOI 10.1073/pnas.1714950115.

Schäbitz, F., Lupo, L.C., Kulemeyer, J.A., Kulemeyer, J.J., 2001. Variaciones en la vegetación, el clima y la presencia humana en los últimos 15.000 años en el borde oriental de la puna, provincias de Jujuy y Salta, noroeste argentino. Publicación especial APA 8, 155-162.

Seager, R., Ting, M.F., Held, I.M., Kushnir, Y., Lu, J., Vecchi, G., Huang, H.P., Harnik, N., Leetmaa, A., Lau, N.C., Li, C., Velez, J., Naik, N., 2007. Model projections of an imminent transition to a more arid climate in southwestern North America. Science 316: 1181-1184.

Seidl,R., Fernandes,, P.M., Fonseca, T.F., Gillet, F., Jönsson, A.M., Merganicova, K., Netherer, S., Arpaci, A., Bontemps, J.D., Bugmann, H., Gonzalez-Olabarria,, J.L., Lasch, P., Meredieu, C., Moreira, F., Schelhaas, M.J., Mohrenv, F., 2011. Modelling natural disturbances in forest ecosystems: a review. Ecol. Model. 222, 903-924.

Seidl, R., Lexer, M.J., 2013. Forest management under climatic and social uncertainty: Trade-offs between reducing climate change impacts and fostering adaptive capacity. Journal of Environmental Management 114, 461-469.

Seidl, R., Thom, D., Kautz, M., Martin-Benito, D., Peltoniemi, M., Vacchiano, G., Wild, J., Ascoli, D., Petr, M., Honkaniemi, J., Lexer, M.J., Trotsiuk, V., Mairota, P., Svoboda, M., Fabrika, M., Nagel, T.A., Reyer, C.P.O., 2017. Forest disturbances under climate change. Nat Clim Change 7, 395-402.

Soliani, C., Umaña, F., Mondino, V.A., Thomas, E., Pastorino, M.J., Gallo, L.A., Marchelli, P., 2017. Zonas genéticas de lenga y ñire en Argentina y su aplicación en la conservación y manejo de los recursos forestales. Ed. INTA, Bariloche, Argentina.

Spinoni, J., Vogt, J.V., Naumann, J., Barbosa, P., Dosio, A., 2018. Will drought events become more frequent and severe in Europe? International Journal of Climatology doi. org/10.1002/joc.5291

Srur, A.M., Villalba, R., Villagra, P.E., Hertel, D., 2008. Influencias de las variaciones en el clima y en la concentración de C02 sobre el crecimiento de *Nothofagus pumilio* en la Patagonia. Revista Chilena de Historia Natural, 81(2), 239-256.

Srur, A.M., Villalba, R., Rodríguez-Catón, M., Amoroso, M.M., Marcotti, E., 2016. Establishment of *Nothofagus pumilio* at upper treelines across a precipitation gradient in the northern Patagonian Andes. Arctic, Antarctic, and Alpine Research, 48, 755-766.

Srur, A.M., Villalba, R., Rodríguez-Catón, M., Amoroso, M.M., Marcotti, E., 2018. Climate and *Nothofagus pumilio* establishment at upper treelines in the Patagonian Andes. Front. Earth Sci. 6:57. doi: 10.3389/feart.2018.00057

Suárez, M.L., Villalba, R., Mundo, I.A., Schroeder, N., 2015. Sensitivity of Nothofagus dombeyi tree growth to climate changes along a precipitation gradient in northern Patagonia, Argentina. Trees 29(4), 1053-1067.

Swetnam, T.W., Allen, C.D., Betancourt, J.L., 1999. Applied historical ecology: Using the past to manage for the future. Ecological Applications 9, 1189-1206.

Torres, A.D., Cellini, J.M., Lencinas, M.V., Barrera, M.D., Soler, R., Díaz-Delgado, R., Martínez Pastur, G., 2015. Seed production and recruitment in primary and harvested *Nothofagus pumilio* forests: Influence of regional climate and years after cuttings. Forest Systems 24(1), e016.

Torres, G.R., Lupo, L.C., Kulemeyer, J.J., Pérez, C.F. 2016. Palynological evidence of the geoecological belts dynamics from Eastern Cordillera of NW Argentina (23° S) during the Pre-Last Glacial Maximum. Andean Geology 43(2), 151-165.

Torres, G.R., 2017. Patrones de transporte y depósito polínico de especies trazadoras del Bosque Montano de Yungas: Implicancias paleo-ambientales durante

el Cuaternario tardío del NOA. Tesis doctoral. Universidad Nacional de Salta. 210 pp.

Totino, M., 2016. Sustainability assessment of intensive agriculture in Argentina. Focus on upstream (emergy) and downstream (emissions) environmental impacts. Journal of Environmental Accounting and Management 4(4), 369-383.

Tsonis, A., Hunt, A.G., Elsner, J.B., 2003. On the relation between ENSO and global climate change. Meteorology and Atmospheric Physics 84, 229-242.

Turner, M.G., 2010. Disturbance and landscape dynamics in a changing world. Ecology 91, 2833-2849.

Uhlenbrock Jansse, M., Rodríguez, A., 2005. Evaluación de la productividad primaria neta arbórea potencial y la arquitectura vegetal para una mejor producción caprina en el departamento de Piura. Zonas Áridas 9, 161-177.

van Mantgem, P.J., Stephenson, N.L., Byrne, J.C., Daniels, L.D., Franklin, J.F., Fulé, P.Z., Harmon, M.E., Smith, J.M., Taylor, A.H., Veblen, T.T. 2009. Widespread increase of tree mortality rates in the western United States. Science 323, 521-524.

Veblen, T.T., Lorenz, D.C., 1988. Recent vegetation changes along the forest/steppe ecotone of Northern Patagonia. Annals of the Association of American Geographers 78(1), 93-111.

Veblen, T.T., Kitzberger, T., Villalba, R., Donnegan, J., 1999. Fire history in northern Patagonia: The roles of humans and climatic variation. Ecological Monographs 69(1), 47-67.

Veblen, T.T., Kitzberger, T., Villalba, R., 2005. Nuevos paradigmas en ecología y su influencia sobre el conocimiento de la dinámica de los bosques del sur de Argentina y Chile. En: Ecología y Manejo de los Bosques de Argentina. M. Arturo, J. Frangi, J.F. Goya (eds.). Editorial de la Universidad Nacional de La Plata, Argentina, Cap. 17, 48 pags. (CD).

Viglizzo, E.F., Roberto, Z.E., Lértora, F., López Gay, E., Bernardos, J., 1997. Climate and land-use change in field-crop ecosystems of Argentina. Agriculture, Ecosystems and Environment 66(1), 61-70.

Villalba, R., 1995. Estudios dendrocronológicos en la Selva Subtropical de Montaña, Implicaciones para su conservación y desarrollo. En: Brown, A.D. , Grau, H.R. (eds.). Investigación, conservación y desarrollo de las selvas subtropicales de montaña. Laboratorio de Investigaciones Ecológicas de las Yungas. UNT, pp. 59-68.

Villalba, R., Veblen, T.T., 1997. Spatial and temporal variation in tree growth along the forest-steppe ecotone in northern Patagonia. Canadian Journal Forest Research 27, 580-597.

Villalba, R., Grau, H.R., Boninsegna, J.A., Jacoby, G.C., Ripalta, A., 1998. Tree-ring evidence for long-term precipitation changes in subtropical South America. International Journal of Climatology 18, 1463-1478.

Villalba, R., Grau, H.R., Boninsegna, J.A., Ripalta, A., 1998. Intensificación de la circulación atmosférica meridional en la Región subtropical de América del Sur inferida a partir de registros dendroclimatológicos. Bulletin de l'Institut Francais d'Etudes Andine 27, 565-579.

Villalba, R., Masiokas, M.H., Kitzberger, T., Boninsegna, J.A., 2005. Biogeographical consequences of recent climate changes in the Southern Andes of Argentina. En: Huber, U., Reasoner, M. (eds.). Global changes and mountain regions. Mountain Research Initiative. Springer, Zurich, Suiza.

Villalba, R., Lara, A., Masiokas, M.H., Urrutia, R., Luckman, B.H., Marshall, G.J., Mundo, I., Christie, D.A., Cook, E., Neukom, R., Allen, K., Fenwick, P., Boninsegna, J.A., Srur, A.M., Morales, M., Araneo, D., Palmer, J., Cuq, E., Aravena, J.C., Holz, A., LeQuesne, C., 2012. Unusual Southern Hemisphere tree growth patterns induced by changes in the Southern Annular Mode. Nat. Geosci. 5: 793-798.

Volney, J.A., Fleming, R.A., 2000. Climate change and impacts of boreal forest insects. Agriculture, Ecosystems and Environment 82(1-3), 283-294.

Walther, G.R., Post, E., Convey, P., Menzel, A., Parmesan, C., Beebee, T., Fromentin, J.M., Hoegh-Guldberg, O., Bairlein, F., 2002. Ecological responses to recent climate change. Nature 416, 389-395.

Westerling, A.L., Hidalgo, H.G., Cayan, D.R., Swetnam, T.W., 2006. Warming and earlier spring increase western U.S. forest wildfire activity. Science 313(5789), 940-943.

Westerling, A.L., 2016. Increasing western US forest wildfire activity: Sensitivity to changes in the timing of spring. Philos. Trans. R. Soc. B. Biol. Sci. 371, e20150178.

Wolters, V., Silver, W.L., Bignell, D.E., Coleman, D.C., Lavelle, P., Van Der Putten, W.H., De Ruiter, P., Rusek, J., Wall, D.H., Wardle, D.A., Brussaard, L., Dangerfield, J.M., Brown, V.K., Giller, K.E., Hooper, D.U., Sala, O., Tiedje, J., Van Veen, J.A., 2000. Effects of global changes on above- and belowground biodiversity in terrestrial ecosystems: Implications for ecosystem functioning. BioScience 50(12), 1089-1098.

Zabadal, T.J., Dami, I.E., Goffinet, M.C., Martinson, T.E., Chien, M.L., 2007. Winter injury to grapevines and methods of protection. Extension Bulletin, E2930, June A collaboration of; Cornell University, Michigan State University, The Ohio State University,The Pennsylvania State Universitet.

Zak, M.R., Cabido, M., Cáceres, D., Díaz, S., 2008. What drives accelerated land cover change in central Argentina? Synergistic consequences of climatic, socioeconomic, and technological factors. Environmental Management 42(2), 181-189.

Zarrilli, A.G., 2004. Historia y economía del bosque chaqueño: la mercantilización de los recursos forestales (1890-1950). Anuario IEHS 19, 255-283.

Zhao, M., Running, S.W., 2010. Drought-induced reduction in global terrestrial net primary production from 2000 through 2009. Science 329, 940-943.

13

Recomendaciones generales para el manejo y la conservación futura del bosque nativo en la Argentina

Autores

Pablo L. Peri[1]; Leonardo Galetto[2]; Pablo Villagra[3], Natalia Politi[4]; Paula Campanello[5]; Mariano Amoroso[6]; Miguel Sarmiento[7]; Dardo R. López[8]; Marcos H. Easdale[9]; Tomás Schlichter[10]; Luis Chauchard[11]; Sebastián Fermani[12]; Guillermo Martínez Pastur[13].

[1]EEA Santa Cruz del Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria (INTA), Universidad Nacional de la Patagonia Austral (UNPA), Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET). [2]Departamento de Diversidad Biológica y Ecología, Facultad de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales, Universidad Nacional de Córdoba e Instituto Multidisciplinario de Biología Vegetal, FCEFyN (CONICET-Universidad Nacional de Córdoba). [3]Instituto Argentino de Nivología, Glaciología y Ciencias Ambientales (IANIGLA-CONICET Mendoza). Facultad de Ciencias Agrarias. Universidad Nacional de Cuyo. [4]Instituto de Ecorregiones Andinas, CONICET–Universidad Nacional de Jujuy. [5]Centro de Estudios Ambientales Integrados, Facultad de Ingeniería, Universidad Nacional de la Patagonia CONICET. [6]Instituto de Investigaciones en Recursos Naturales, Agroecología y Desarrollo Rural (IRNAD), Universidad Nacional de Rio Negro- CCT Patagonia Norte CONICET. [7]Facultad de Ciencias Forestales, Universidad Nacional de Santiago del Estero. [8]Estación Forestal INTA-Villa Dolores (EEA Manfredi). [9]Instituto de Investigaciones Forestales y Agropecuarias Bariloche (IFAB) INTA/CONICET. [10]Facultad de Agronomía de la Universidad de Buenos Aires (UBA). [11]Dirección Regional Patagonia Norte, Administración de Parques Nacionales/Universidad Nacional del Comahue. [12]Programa de Protección de los Bosques Nativos, Secretaría de Ambiente y Desarrollo Sostenible de la Nación. [13]Centro Austral de Investigaciones Científicas (CADIC), Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET).

Resumen

Los bosques nativos brindan una amplia variedad de bienes y servicios ecosistémicos, otorgando oportunidades sociales y económicas, por lo que es necesario desarrollar una silvicultura integrada que responda a tales fines, por ejemplo, producción maderera, no maderera y conservación. En este Capítulo se presentan propuestas y estrategias para mejorar la implementación del manejo sostenible de los bosques nativos en la Argentina, basadas en el actual desarrollo del conocimiento de la silvicultura, tomando como base al manejo adaptativo, el agregado de valor a los productos obtenidos del bosque, y la necesidad de la restauración de los bosques nativos para recuperar potencialidades perdidas. Asimismo, se plantean los principales desafíos para los próximos años como el manejo multipropósito a distintas escalas del paisaje, la adaptación del manejo silvícola a las

modificaciones del clima, y la implementación de indicadores y sistemas de monitoreo. Por último, se presenta en forma sintética las principales recomendaciones sobre la silvicultura y manejo del bosque nativo para los tomadores de decisiones de las diferentes regiones forestales del país.

13.1 Estrategias para mejorar la implementación del manejo sostenible de los bosques nativos

Los bosques nativos brindan una amplia variedad de bienes y servicios ecosistémicos (provisión, regulación de los procesos ecosistémicos, culturales, y soporte que hacen posible la provisión de todos los otros servicios) otorgando diferentes oportunidades sociales y económicas. Por ello, es necesario desarrollar una silvicultura con fines más amplios que solo la producción maderera, debe considerar los productos no madereros, e integrar un manejo que garantice la disponibilidad del agua (calidad y cantidad), la conservación de la biodiversidad, la recreación, la seguridad alimentaria a través de la agrosilvicultura, y muchos otros servicios ecosistémicos. En este sentido, el presente trabajo ofrece lineamientos de prácticas silviculturales para las diferentes regiones forestales del país para generar y mantener los bosques nativos, manejándolos de modo que respondan a diferentes objetivos del sector productivo y a la sociedad toda. Sin embargo, si bien se ha detectado una disminución de las tasas de deforestación en los últimos años, aún existe una pérdida de cobertura de bosque nativo con diferente magnitud según la región del país (ver capítulo 5). En este contexto, la implementación, mejora y fortalecimiento de la Ley n° 26.331/07 de Presupuestos Mínimos de Protección Ambiental de los Bosques Nativos, reconoce las diferentes prestaciones de los ecosistemas boscosos, y juega un rol principal para ejercer una activa política pública en materia de conservación de este recurso. Es decir, la silvicultura propuesta para el manejo y el aprovechamiento sostenible de los bosques nativos de Argentina debe cumplir con las siguientes tres condiciones mínimas de acuerdo a dicha legislación, y basadas en los principios de la Ordenación Forestal, que son: (i) la persistencia de los bosques nativos (calidad de los ecosistemas boscosos) en el largo plazo, (ii) la producción sostenida (económica, social y ecológicamente), y (iii) el mantenimiento de los servicios ambientales.

El desafío actual del manejo de los bosques nativos requiere de un nuevo marco conceptual, donde las prácticas silvícolas se incluyan en una planificación de la matriz del paisaje, y donde se integren todos los factores de la producción, garantizando las funciones del ecosistema y su diversidad, a la vez de satisfacer eficientemente a la sociedad, de productos madereros, no madereros, ambientales y culturales. Es decir, donde se plantea un enfoque de multi-escala e integrador con el ecosistema para un manejo forestal sostenible en el largo plazo.

(i) Silvicultura y manejo adaptativo: La aplicación de la silvicultura debería enmarcarse en un esquema de manejo adaptativo, según el cual se planifica con los recursos y conocimientos con que se disponen, se aprende mientras se ejecuta y las nuevas metas se van adecuado manteniéndose en el curso de este proceso los principios del manejo forestal sostenible (FAO, 2010). Hoy en día existe una mayor conciencia de la importancia de conceptualizar y aplicar el manejo forestal como un proceso que puede ser constantemente adaptado en sus objetivos en función a la dinámica social, económica y tecnológica, y en la retroalimentación que la ejecución y el monitoreo proporcionan para satisfacer dichos cambios y alcanzar los objetivos propuestos. Se busca la necesaria flexibilidad en el manejo forestal que permita su adaptación a los distintos contextos culturales de su aplicación, y que las decisiones que se vayan tomando contribuyan progresivamente a alcanzar la pretendida sostenibilidad (FAO, 2010). Ello debe darse en un marco de adopción de tecnologías

de impacto ambiental controlado, con una visión integral del ambiente que busque el equilibrio entre la capacidad productiva del sistema, su integridad y sus servicios, bajo el principio de mantener y mejorar el bienestar del productor y las comunidades asociadas.

El manejo adaptativo consiste en probar sistemáticamente los efectos de las decisiones, para luego adaptar y aprender sobre el sistema forestal bajo manejo. El manejo adaptativo contiene dos etapas, la primera basada en una estructuración de la toma de las decisiones en relación al conocimiento disponible y basada en claros objetivos de manejo del bosque (p. ej. el tratamiento silvícola a aplicar para obtener determinados productos madereros) e hipótesis de impacto ambiental de acuerdo a conocimientos existentes; y una segunda, donde se conjugan la iteración de las acciones a implementar y el aprendizaje (fig. 13.1). En esta metodología, es determinante conocer el punto de partida en que se encuentra el bosque a manejar (línea de base) para la toma de las decisiones de manejo ajustados a normativas y teniendo en cuenta las incertidumbres, aceptando la falta o la incompleta información, y considerando las probabilidades de éxitos o fracasos en alcanzar los objetivos planteados. En este sentido, la silvicultura como herramienta en la toma de decisión deberá contemplar el manejo de la masa forestal o rodal, incluyendo la gestión de los recursos para llevarlo a cabo (fondos disponibles o la legislación provincial vigente), y cualquier otra acción que afecte los objetivos bajo los principios de conservación.

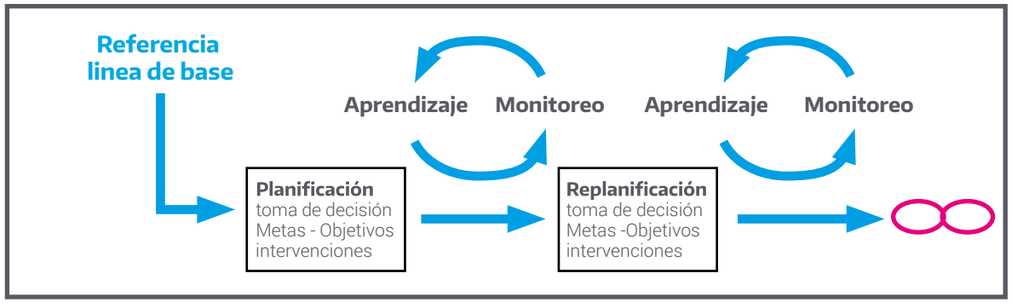


Figura 13.1. Marco conceptual de la silvicultura basado en la provisión de servicios ecosistémicos de los bosques y en un esquema de manejo adaptativo para definir las intervenciones.

En el manejo adaptativo de los bosques nativos, el sistema de monitoreo a implementar es clave del éxito, ya que la información generada del mismo nos sirve para evaluar el manejo implementado, mejorar la comprensión de los procesos ocurridos, y guiar la nueva toma de las decisiones. El monitoreo nos permite comparar los resultados esperables del manejo silvícola planteado y que se habían predicho en el planteamiento de los supuestos e hipótesis. El desarrollo e implementación de un sistema de monitoreo exitoso de la silvicultura aplicada (independientemente si el objetivo es maderero, restauración o enriquecimiento, sistema silvopastoril) requiere de la claridad de las siguientes preguntas claves: (i) ¿por qué estamos monitoreando?, (ii) ¿qué vamos a monitorear?, y (iii) ¿cómo vamos a monitorear? (Yoccoz *et al*., 2001).

En la etapa de iteración, se logra mejorar el entendimiento del manejo implementado, luego de completar el ciclo de toma de decisiones, el monitoreo post-decisión, el análisis y la posterior evaluación. La repetición de este ciclo, lleva a la virtuosidad del proceso que implica la mejora y el ajuste de las prácticas silvícolas, y además permite la evolución de la perspectiva de los productores o empresas, las instituciones, y las condiciones del bosque o del cambio en la condición del bosque o del sistema socio-ambiental. En esta etapa es primordial evaluar si las acciones del manejo silvícola y las decisiones se han revisado con una frecuencia adecuada, basadas en el monitoreo y la evaluación, y si ha sido posible reducir la incertidumbre vinculada a la dinámica de los recursos y el impacto de las acciones de manejo. Es decir, la adaptación implica implementar acciones o tomar decisiones que permitan mejorar el manejo del bosque, basado en los resultados del monitoreo como parte imprescindible del proceso. En ese proceso hay siempre un aprendizaje respecto a los efectos de estas decisiones sobre la estructura del bosque bajo manejo con el fin de mejorar el diseño y las pautas de manejo que superen la condición inicial. El aprendizaje requiere de una documentación sistemática del proceso y de los resultados que se obtuvieron para evitar cometer los mismos errores en el futuro.

En la toma de decisión, en varias situaciones o condiciones de bosque nativo, existen fuentes de incertidumbre que hacen que la silvicultura aplicada no necesariamente se comporte como se esperaba teóricamente. Los sistemas socio-ambientales, como el de los bosques nativos, son estocásticos, y cuentan con un conjunto de factores imponderables, algunos de los cuales son predecibles o de comportamiento aleatorio, y por lo tanto pueden asignárseles una determinada probabilidad de que un resultado ocurra. Sin embargo, existen otros factores que son menos controlables, p. ej. la incertidumbre ambiental asociada al clima, que puede variar de modo aleatorio y que podría condicionar los resultados de la silvicultura aplicada (p. ej. eventos prolongados de sequías que afectan a la regeneración), y que podrían haber sido tenidas en cuenta asignando probabilidades a través de modelos de modificaciones en el clima. Otro tipo de incertidumbre es la incertidumbre estructural, relacionada al modelo mental (percepción) bajo el cual los actores involucrados en el manejo del bosque relacionan los factores causales que conducen al cumplimiento de los objetivos, p. ej. las diferentes percepciones que los ganaderos, los industriales madereros, y los profesionales de la conservación tienen sobre el efecto del pastoreo en el bosque. En este contexto, una misma variable (p. ej. regeneración del bosque) podría ser interpretada diferencialmente de acuerdo con las diferentes percepciones (p. ej. los ganaderos considerarían una alta probabilidad de éxito en la regeneración en los casos que se usen cuadros con pastoreo rotativo, mientras que los profesionales de la conservación percibirían un fracaso en dicha propuesta). Estas diferencias entre las percepciones y las experiencias de los actores pueden ser tenidas en cuenta para plantear las hipótesis de resultados de un manejo silvícola, ya que las mismas expresan un cierto nivel de incertidumbre.

(ii) Agregado de valor a los productos del bosque: Una de las importantes estrategias del manejo de los bosques nativos es realizar una gestión que fomente el valor agregado de los productos forestales madereros y no madereros. La cadena foresto-industrial posee un enorme potencial para el desarrollo de la industria argentina, ya que utiliza un recurso natural renovable competitivo, y actúa como impulsora de la agregación de valor a través de las distintas etapas de la industrialización. Además, una amplia variedad de productos de

base forestal constituye insumos para otros sectores, tales como curtiembre, construcción y bioenergía. Asimismo, la foresto-industria utiliza un recurso potencialmente renovable y ecológicamente saludable que tiende a reemplazar a nivel mundial insumos no biodegradables como muchos plásticos. La cadena de valor industrial posee una larga tradición en el país, con una alta cantidad de pequeñas y medianas empresas (PyMES) familiares, y posee una significativa capacidad para generar empleo, particularmente en sus eslabones de mayor valor agregado, como es el del subsector de la producción de muebles. Sin embargo, la transformación primaria y la re-transformación de la madera del bosque nativo tiene serias deficiencias tecnológicas y sociales que reflejan la falta de inversión en el sector, las condiciones precarias e informales de trabajo en pequeños aserraderos, y el escaso valor agregado que se da en origen, lo cual es necesario reformular en el marco integral de un manejo forestal sostenible.

La propuesta de agregar valor a la producción en su lugar de origen como estrategia para el desarrollo territorial sigue definiendo la agenda agropecuaria y agroindustrial de nuestro país. En cada región existen emprendedores, por ahora con iniciativas aisladas, que demuestran que esa transformación es posible, considerando las particularidades propias de cada lugar, p. ej. el Sistema "Leña en Blanco" diseñado desde el INTA Santiago del Estero, con el objetivo de agregar valor a este producto, fomentar el uso sostenible del bosque y llegar al mercado con precios competitivos. El producto desarrollado es leña seca, trozada y envasada, obtenida de bosques nativos bajo manejo sostenible, cumpliendo un protocolo de aspectos legales, sociales, de manejo e información al consumidor. Además, cuenta con certificación de "cosecha legal" y "cadena de custodia" emitida por Scientific Certification Systems (SCS), y con la adhesión a la Red de Comercio Forestal Argentina promovida por Fundación Vida Silvestre Argentina. Sin embargo, esta iniciativa no ha llegado a superar la etapa de propuesta a escala comercial, encontrándose limitaciones en el mercado para lograr el comercio fluido de este tipo de productos a nivel nacional y demostrando lo importante de diseñar el negocio en forma integral, con todos los eslabones proyectados y evaluados.

La bioenergía es también otro de los servicios de provisión con enormes potencialidades y expectativas futuras. La biomasa forestal puede jugar un rol en el desarrollo industrial en zonas postergadas o marginales del país, promover la mejora de la calidad de vida de sus habitantes, y darle un mercado a la madera obtenida luego de la implementación silvícola (p. ej. raleos que no brindan productos para el aserrado), p. ej. la mayoría de los residuos del aserradero se queman (con la consiguiente emisión de CO_2 a la atmósfera). Por ello se vuelven indispensables las políticas que tiendan a transformar los residuos en recursos, de modo de promover un uso integral en la producción de bienes y servicios forestales, y de ese modo lograr que el sector contribuya efectivamente con las buenas prácticas para generar impactos positivos como a la mitigación del cambio climático, mano de obra genuina, y colaborar en disminuir el déficit energético, entre otros. Otras opciones pueden incorporar la comercialización de productos no maderables de alto valor como los provenientes de las plantas medicinales o la apicultura en el bosque. Los modelos forestales diversificados aumentan la posibilidad de un desarrollo sostenible con agregado de valor en el bosque nativo, p. ej. la producción de miel orgánica en Santiago del Estero, que ha logrado un gran éxito comercial, ambiental y social (Vila Seoane y Marín, 2017). Esta cooperativa de productores comenzó obteniendo préstamos de agencias de desarrollo para ofrecer oportunidades de empleo y capacitación en apicultura, y para la compra de equipamiento para nuevos apicultores. Luego, al crecer la demanda de alimentos saludables y desarrollados con prácticas productivas justas, para aumentar la cadena de valor de la miel la cooperativa inició una transición hacia la certificación orgánica nacional y de comercio justo siguiendo modelos ambiental y socialmente sostenibles para que la producción contribuya al desarrollo local regional (Vila Seoane y Marín, 2017). Otro ejemplo exitoso en el desarrollo de la promoción de la apicultura y agregado de valor a la cadena de producción de miel lo constituyen las cooperativas apícolas del Chaco, con apoyos institucionales comunales y gubernamentales, logrando plasmar un Plan Apícola Provincial (Urcola, 2018).

En síntesis, desde la gestión del bosque nativo debe estimularse el desarrollo de los sectores de primera industrialización que aseguren madera de calidad, las inversiones en maquinarias y tecnología, particularmente en el segmento de muebles y valorizar los residuos forestales para la generación de energía, pero también de otros productos no maderables de alto valor, que permitan un desarrollo social y ambientalmente sostenible.

Desde la gestión, la producción y la comercialización responsable de los bosques nativos, se considera importante promover el tema de la certificación forestal voluntaria de la cadena productiva. A nivel internacional operan dos sistemas de certificación forestal: el Consejo de Administración Forestal (en inglés Forest Stewardship Council - FSC) y el Programa para el Reconocimiento Mutuo de Esquemas de Certificación Forestal (en inglés Programme for the Endorsement of Forest Certification Schemes - PEFC). Ambos son organizaciones internacionales, no gubernamentales, independientes y sin fines de lucro, que promueven la gestión sostenible de los bosques. Actualmente en la Argentina solo las empresas dedicadas a plantaciones forestales poseen certificados con FSC, sin certificación para los bosques nativos. Sin embargo, algunas de estas empresas forestales (como el caso de Arauco Argentina S.A. en Misiones) poseen áreas con bosque nativo bajo manejo de conservación. A nivel nacional un paso importante hacia la promover las buenas prácticas para el manejo del bosque nativo es la creación en 2010, aceptado y homologado por el sistema PEFC, del Sistema Nacional de Certificación Forestal Argentino (CERFOAR), constituida por la Asociación Forestal Argentina (AFoA), la Federación Argentina de Industria de la Madera y Afines (FAIMA), la Asociación de Fabricantes de Celulosa y Papel (AFCP) el Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria (INTA), la Secretaría de Gobierno de Agroindustria de la Nación y el Ministerio de Producción de Corrientes. Un aspecto central para la credibilidad de un sistema de certificación es garantizar la independencia y competencia técnica de las entidades de certificación o empresas certificadoras. La certificación forestal voluntaria por cualquiera de los sistemas tiene un costo para la producción, pero la extracción y comercialización ilegal de la madera proveniente del bosque nativo deprime los precios, y hace extremadamente dificultoso las iniciativas del manejo forestal sostenible. Además, la certificación, como instrumento de mercado, implica costos que muchos productores forestales no pueden afrontar por sí mismos. Con el objeto de estimular la demanda interna por productos certificados la propuesta considera un Programa de Compra de Productos Forestales Certificados en el que participen el gobierno nacional y los gobiernos provinciales y municipales. Sin embargo, debido al escaso interés que demuestra el mercado nacional por los productos certificados, es necesario que los gobiernos provinciales hagan

esfuerzos por controlar la extracción y comercio ilegal, y de esta manera mejorar la competitividad con buenas prácticas y estimular las iniciativas del manejo forestal sostenible en sus jurisdicciones. Por otra parte, hay que diferenciar entre instrumentos de mercado como la certificación (cuya importancia puede variar según la ecuación oferta/demanda), y la obligación indelegable de los gobiernos nacional y provinciales de velar por el manejo sostenible de sus bosques realizando inversiones en personal capacitado y equipamiento para mejorar la capacidad de asesorar y controlar los manejos forestales.

(iii) Restauración de los bosques nativos para la recuperación de la provisión de los servicios ecosistémicos: La pérdida total o parcial de los bosques es una de las principales preocupaciones mundiales, dada su influencia en aspectos vinculados a las comunidades, la pobreza y la seguridad alimentaria, así como las funciones ecosistémicas, la biodiversidad y la pérdida de productividad, los cuales en un entorno de cambio climático llevan ineludiblemente a un deterioro de la conservación y la economía de las naciones. La degradación forestal entendida como una reducción de la capacidad de un bosque para proporcionar bienes y servicios, llega en el país a niveles alarmantes de más del 70% de su extensión (Zuleta *et al*., 2017). A partir de un proceso participativo con referentes nacionales e internacionales se acordó establecer que:

"un bosque es considerado degradado cuando presenta una alteración funcional y/o estructural de origen antrópico o natural del bosque que origina disminución de la capacidad de proveer servicios ecosistémicos, por debajo de umbrales respecto a un bosque o estado de referencia y de acuerdo a una escala de tiempo fijada" (Dirección de Bosques, 2017). Para complementar el concepto, se estableció que: *"un bosque de referencia es aquel que presenta baja historia de uso humano o presta alta provisión de servicios ecosistémicos que refleja el mejor estado del bosque en tratamiento".*

Por otra parte, la restauración se define como aquellas actividades que inician o aceleran la recuperación de un ecosistema desde un estado degradado. La Sociedad Internacional para la Restauración Ecológica (SER) generó en 2004 los principios, lineamientos y marco conceptual para el abordaje de los procesos y técnicas adecuadas para la restauración ecológica, entendida como el proceso de asistir al restablecimiento de un ecosistema que ha sido degradado, dañado o destruido (SER, 2004). Ello se logra mediante estudios sobre la estructura, la composición y el funcionamiento del ecosistema degradado, y tomando como referencia un ecosistema que brinde información del estado que se quiere alcanzar o del estado previo al disturbio, servirá de modelo para planificar un proyecto de restauración. Sin embargo, la restauración ecológica tiene otras dimensiones además de la ecológica, como la social, política, económica y ética. En este sentido, la pérdida de cobertura o degradación de los bosques nativos responde a múltiples causas (ver capítulo 5), y por lo tanto requerirá de un abordaje complejo, interdisciplinario, de diálogo y acuerdos de múltiples actores.

El éxito de un programa de restauración precisará poner en marcha una política pública que tenga en cuenta la definición de medidas pasivas o activas, como la reforestación o recuperación del ecosistema boscoso de sitios prioritarios teniendo en cuenta el estado actual, las presiones a las que está sometida el área a restaurar (expansión de frontera agropecuaria, presión inmobiliaria, turismo), la situación legal (leyes de promoción locales, restricciones de uso) y aspectos socio-productivos del área a restaurar (tenencia de la tierra, modos productivos por estrato de productores, aspectos relativos a lo cultural), la accesibilidad al sitio y a las fuentes de agua.

La factibilidad de un programa restauración de bosques nativos degradados a nivel nacional necesitará de un compromiso formal inter-institucional de organismos provinciales, regionales y nacionales, coordinando herramientas de promoción (p. ej. ley n° 26.331 la ley n° 25.080 de inversiones para bosques cultivados). También es importante el acompañamiento de los productores en todo el proceso (para lo cual podrían utilizarse como herramientas programas existentes como Cambio Rural del INTA), y de la articulación con las provincias para adecuar las propuestas a sus propios programas de producción y conservación. Desde la Secretaría de Ambiente y Desarrollo Sostenible de la Nación se proyectó en el año 2017 un Programa Nacional de Restauración de los Bosques Nativos Degradados (PNRBND) propendiendo a una articulación e inclusión de los diferentes actores, desde propietarios a aquellos provenientes de diversos sectores implicados en la conservación y uso sostenible de los bosques nativos, estableciendo como eje central una dinámica colaborativa permanente entre la nación y las provincias, entendiendo que toda iniciativa enmarcada en el citado programa será desarrollada a través de una lógica de federalismo ambiental.

Es crucial que para cada área priorizada para restaurar se definan los objetivos posibles de dicha restauración, con sus metas y plazos a cumplimentar. Un punto clave a definir es si una acción de restauración específica puede recuperar todos los servicios ecosistémicos, o se deben priorizar algunos (p. ej. servicios de soporte, regulación, provisión y/o culturales). Un plan de restauración a nivel nacional podría enmarcarse en la Estrategia de Mitigación y Adaptación al Cambio Climático que Argentina está promoviendo. En este sentido, el objetivo debería estar dirigido hacia la recuperación de los servicios ecosistémicos afectados y/o a fortalecer la resiliencia de los sistemas socio-ambientales relacionados al área a restaurar.

Los esfuerzos de restauración deben planificarse a nivel del paisaje con el fin de restablecer la integridad ecológica, la provisión de servicios y apoyar el bienestar humano (Maginnis y Jackson, 2003). Un paisaje puede considerarse como el mosaico heterogéneo de ecosistemas naturales o bajo diferentes usos del suelo (agricultura, silvicultura, ganadería, recreativos, protección del suelo, abastecimiento y distribución de agua, conservación de la biodiversidad) que se encuentran en una gran área de tierra o una cuenca. El enfoque de restauración de paisajes es un proceso activo que reúne a las personas e instituciones relacionadas a la problemática de la degradación de bosques para identificar, acordar e implementar prácticas que restablezcan un equilibrio dinámico óptimo consensuado de los beneficios ambientales, sociales y económicos de los bosques dentro de un patrón más amplio de uso de la tierra, pero siempre basado en fundamentos y conocimientos científicos-técnicos. Este enfoque requiere priorizar y plantear diferentes estrategias de restauración de paisajes con bosques, en dónde en algunos sectores (unidades del paisaje) podrían plantearse reforestación con especies nativas con el fin de recuperar la mayor cantidad de servicios claves que provee un bosque; mientras en otras unidades pueden priorizarse otras acciones asociadas a rehabilitar sólo algunas de sus funciones ecosistémicas, p. ej. en ciertas zonas del Parque Chaqueño el cambio de uso de suelo determinó problemas de erosión y salinización de los suelos por ascenso de napas y por mal manejo del agua de riego, por

lo que es importante promover acciones para la recuperar la funcionalidad de los sistemas productivos (recomponer ciclos hidrológicos, ciclo de nutrientes y estructura de la vegetación con mayor calidad para la conectividad). En este contexto, la restauración no solo debería contemplar la reforestación con especies nativas, sino también complementarlo con la implementación de buenas prácticas agropecuarias, como la rotación de cultivos, la recuperación de pastizales/pasturas, manejo del pastoreo, o la recuperación del componente leñoso de la vegetación para mejorar servicios de soporte y funcionamiento de los sistemas. Respecto a la recuperación de la estructura (o fisonomías) compatible con la conservación de biodiversidad, una actividad de rehabilitación factible a nivel de paisaje es la reforestación con especies nativas en forma de cortinas, corredores, trincheras o bosques lineales en los bordes de las unidades de manejo, o también la recuperación de áreas degradadas a través de sistemas silvopastoriles en los sectores donde hoy se practica ganadería pura o cultivos anuales. Es decir, la táctica o acciones concretas para la restauración, requerirá de conocer y remover las circunstancias que determinaron la degradación, y de conocer las limitantes bióticas y/o abióticas que establecen barreras a los procesos claves de la recuperación natural.

13.2 Principales desafíos para el futuro

Para la mayoría de las regiones del país el mayor desafío es el desarrollo de nuevas tecnologías para un manejo forestal sostenible que integren la necesidad de obtener rentabilidad a partir del mismo y de manera compatible con el mantenimiento o mejoramiento de los servicios ecosistémicos.

(i) Manejo multipropósito a distintas escalas del paisaje: Actualmente, a nivel mundial muchos de los problemas complejos involucran desafíos referidos al desarrollo sostenible y a la gestión del ambiente, en los cuales se requiere la integración de las ciencias sociales y biológicas. Dicha integración necesita de una aproximación tanto conceptual como metodológica entre ambas disciplinas, y a su vez un reconocimiento de la heterogeneidad espacio-temporal propio de los sistemas socio-ecológicos (fig. 13.2). El abordaje de la sustentabilidad y la resiliencia de los sistemas socio-ecológicos, como marco general para el desarrollo de una nueva silvicultura, debe tener a las ciencias forestales y agropecuarias como eje integrador de diferentes escalas espacio-temporales y disciplinas científicas. El desarrollo hacia una nueva silvicultura debe proponer un espacio para revisar, intercambiar y discutir los avances conceptuales y metodológicos de los sistemas socio-ecológicos asociados a los bosques nativos y a las producciones agro-forestales. Muchos de estos aspectos y enfoques ya se han abordado en este libro, y contemplan temáticas como sistemas complejos, manejo adaptativo y resiliencia socio-ecológica.

Una temática prioritaria para un desarrollo sostenible es el enfoque de resiliencia de los socio-ecosistemas a nivel de paisaje, que busca comprender y reconocer mejor las interacciones entre los diversos usos de la tierra y los sectores sociales interesados al integrarlos en un proceso de gestión conjunta (López *et al*., 2017). Los enfoques a escala de paisaje son esenciales para desarrollar estrategias sostenibles de uso de la tierra y de subsistencia en las zonas rurales. El enfoque a escala de paisaje pretende aportar alternativas de manejo sostenibles de los territorios en donde se diseñen paisajes agro-forestales multipropósitos que compatibilicen la conservación del ambiente (en este caso dominado por ecosistemas boscosos), la producción forestal-agropecuaria y actividades como el turismo, procurando asegurar una buena calidad de vida. Para ello, se deben comprender las dinámicas y problemáticas socio-ambientales que enfrenta una región o territorio para poder pensar, planificar y gestionar paisajes socio-ecológicos sostenibles (Domptail *et al*., 2013, López *et al*., 2017).

El desarrollo sostenible requiere de la integración de las ciencias sociales y ecológicas, y a su vez de un reconocimiento de la heterogeneidad espacio-temporal propio de los sistemas socio-ecológicos (fig. 13.2). Para ello, por un lado, se plantea el enfoque de la agroecología como una disciplina transversal en todas las escalas (p. ej. lote, predio, paisaje o región), la cual se basa en conceptos y principios ecológicos para el diseño y manejo de ecosistemas agro-forestales sostenibles (Altieri y Nicholls, 2000; Gliessman, 2006; Gliessman *et al*., 2007). Por otro lado, en un escenario en el que los conflictos socio-ambientales son cada vez más frecuentes, los enfoques de gestión de la resiliencia a nivel de paisaje deben utilizarse como una herramienta para resolver tales conflictos. Por el contrario, la búsqueda de soluciones a través de la toma de decisiones centradas sólo en el nivel de predio o de lote puede tener efectos directos, indirectos e inesperados en otros sistemas socio-ecológicos del mismo paisaje (p. ej. inundaciones en cuencas deforestadas) (López *et al*., 2017). Por lo tanto, integrar la perspectiva a escala local o predial con una perspectiva a escala de paisaje es necesaria para reforzar o aumentar la resiliencia de los sistemas socio-ecológicos prediales y del paisaje, reducir su vulnerabilidad a forzantes o disturbios socio-ambientales. El enfoque de gestión de la resiliencia socio-ecológica plantea la necesidad de evaluar las compensaciones entre las decisiones de gestión, o las políticas ambientales, y las diferentes escalas espacio-temporales. Para ello se debe pensar, planificar y gestionar qué paisajes agro-forestales necesita la sociedad, con qué configuración espacio-temporal se deben implementar para que no afecte la provisión de servicios ecosistémicos del paisaje (fig. 13.3) (ver más detalle en cuadro 2 del Capítulo 10). Esto último será fundamental en un contexto de incertidumbre asociada con el cambio climático y un aumento de la presión antropogénica sobre los ecosistemas naturales (Chapin *et al*., 2011; Easdale y López, 2014; López *et al*., 2017).

En la figura 13.3. se esquematiza como varía la producción individual (por superficie) de un bosque y la producción total. La producción individual por especie (línea punteada roja) es mayor en sistemas boscosos simplificados, con producción o aprovechamiento mono-específica de una sola especie (p. ej. especie forestal de alto valor comercial) o con un solo uso (p. ej. obtención sólo de leña), que en sistemas muy diversificados (ya que la competencia parcial con otras especies podría afectar la producción individual de cada especie). La producción total por superficie es mayor en los sistemas muy diversificados, en dónde se aprovechan una mayor diversidad de nichos agro-ecológicos, tanto en los recursos suelos (p. ej. explorando diferentes profundidades del suelo) como en diferentes estratos aéreos, potenciando interacciones bióticas tales como facilitación, polinización y dispersión, y mejorando la capacidad de regulación del agro-ecosistema. En la medida que se diversifica el uso, la producción y el aprovechamiento de un bosque (con uso multipropósito del bosque, con configuraciones espacio-temporales entremezcladas, que contemplen usos como: producción silvo-pastoril, cultivos fruti-hortícolas, apicultura, frutos y hierbas aromáticas del bosque, cueros,

lana, entre otros) aumenta la producción total del sistema, pero a su vez aumenta la provisión de servicios ecosistémicos y la resiliencia socio-ecológica (Easdale y López, 2014, 2016; López *et al*., 2017).En el contexto planteado, la agroecología puede aportar herramientas para el diseño de socio-ecosistemas agro-forestales multipropósitos y resilientes. La agroecología tiene un carácter trans-disciplinario, multidimensional y estratégico por su conexión con otras disciplinas y campos del conocimiento, como las ciencias sociales, ambientales, ecológicas, forestales y agropecuarias, y su relación con el conocimiento tradicional y local (fig. 13.2), junto a disciplinas tecnológicas afines. Constituye así una disciplina clave para abordar el estudio y análisis de sistemas complejos de producción con miras a socio-ecosistemas agro-forestales sostenibles. Por otro lado, los sistemas productivos regionales que presentan gran diversidad y complejidad (según los casos), frecuentemente involucran recursos naturales de alto valor ambiental, sociocultural y económico, y que además tienen alta fragilidad a ser degradados. Diferentes aspectos críticos de estos socio-ecosistemas no pueden ser abordados por una silvicultura clásica, focalizada principalmente en la escala de lote o predio, y que tradicionalmente se debaten entre enfoques dicotómicos de una silvicultura orientada a la producción versus la biología o la ecología conservacionista.

Entonces, teniendo en cuenta que las disciplinas como la silvicultura son dinámicas y en constante progreso, el desafío para desarrollar una nueva silvicultura es que contemple tanto diferentes escalas con usos multipropósitos (p. ej. forestal, ganadero, agrícola, fruti-hortícola, productos no-madereros, turismo), como así también que integre diferentes disciplinas científicas, principalmente las ecológicas y sociológicas (fig. 13.2). Asimismo, el desarrollo de una nueva silvicultura debería contemplar los fundamentos básicos que establece la agroecología (FAO, 2018). Para ello, la gestión de una silvicultura sostenible a gran escala debería contemplar diferentes elementos como: diversidad, sinergia, eficiencia, capacidad de reciclaje, la creación conjunta o innovación participativa y el intercambio de conocimientos (que describen las características comunes de los sistemas agroecológicos, las prácticas básicas y los criterios de innovación), valores humanos y sociales como la cultura y tradiciones alimentarias que son fundamentales para una gobernanza responsable, y la resiliencia socio-ecológica que en gran parte depende de todos los elementos anteriores (FAO 2018). En este sentido, la FAO propone que se desarrollen sistemas con alta diversidad agro-ecológica, y establece que esto se logra mediante el uso de sistemas de producción agrícola diversificados como la agro-forestaría, p. ej. (i) la incorporación de árboles en los sistemas agrícolas en zonas actualmente deforestadas y que puede ser una herramienta de rehabilitación de bosques; (ii) el policultivo fruti-hortícola y forestal (con amplia diversidad de cultivos en el mismo espacio); o (iii) el uso múltiple de los bosques con usos agrícolas-ganaderos (fig. 13.3). Respecto a la creación conjunta y compartida del conocimiento se establece que el mismo juega un papel central en el proceso de desarrollo e implementación de innovaciones agroecológicas para enfrentarse a los retos del cambio climático, así como la soberanía y seguridad alimentaria. A través del proceso de creación colectiva, la agroecología combina datos científicos globales con el conocimiento tradicional, indígena, práctico y local de los productores. Esto se debe a que la generación y/o incorporación de innovaciones agro-forestales responden mejor a los desafíos locales cuando se crean conjuntamente mediante procesos participativos. Al diseñar sistemas forestales multipropósitos (p. ej. ecosistemas silvo-agro-forestales) deben tomarse en consideración todos los aspectos, como los cultivos, animales de cría, árboles, suelos y la participación de la comunidad. La creación de sinergias entre los elementos de un sistema les ayuda a funcionar mejor, lo que favorece la producción y la provisión de múltiples servicios ecosistémicos, p. ej. permite mejorar procesos asociados a la fertilidad del suelo, al control de la erosión de suelos y regulación hidrológica, la regulación natural de plagas y el incremento de la productividad agro-forestal. Asimismo, una silvicultura con un enfoque agro-ecológico debería desarrollar sistemas agro-forestales diversificados que sean eficientes en el uso de sus recursos (agua, nutrientes) y en el aprovechamiento de los nichos agro-ecológicos, permitiendo así mejorar la producción, la obtención de bienes y la provisión de servicios ambientales (fig. 13.3). Finalmente, la implementación de sistemas complejos, como los socio-ecosistemas agro-forestales multipropósitos, deberían reforzar la resiliencia socio-ecológica tanto a la escala predial, como a la escala de paisaje (promoviendo la diversidad y redundancia funcional, ver sección 10.4.1 del capítulo 10). Al mejorar la resiliencia socio-ecológica, los sistemas tienen mayor capacidad para recuperarse de disturbios como sequías o inundaciones, y para resistir a ataque de plagas y enfermedades. Esto incluye mejorar la resiliencia de las personas que trabajan en los sistemas agro-forestales, las comunidades que habitan los paisajes agro-forestales y los ecosistemas agro-forestales en sí mismo, ya que son fundamentales para lograr sistemas sostenibles (FAO, 2018). A escala de paisaje, los paisajes más diversificados (con diferentes configuraciones de usos multipropósitos agro-forestales), en dónde interactúan diferentes actores y sectores rurales con redes sociales diversificadas, tendrán más resiliencia socio-ecológica a factores socio-ambientales (López *et al*., 2017). Esta resiliencia socio-ecológica debe tener como prioridad proteger y mejorar los medios de vida, la equidad y el bienestar socio-ambiental. Todo esto debe aportar a consolidar una cultura agro-forestal que propicie la seguridad y soberanía alimentaria, la cual forma parte del patrimonio de la humanidad, ya que las tradiciones y culturas alimentarias desempeñan un papel clave en las sociedades actuales y en las venideras.

(ii) Adaptación del manejo silvícola a las alteraciones del clima: El cambio climático es un factor de gran incidencia sobre el desarrollo normal de los diferentes ecosistemas debidos al aumento de la temperatura y los cambios sustanciales en los patrones de precipitación, que hacen necesario repensar los paradigmas silvícolas desde esquemas estáticos y poco plásticos hacia esquemas dinámicos que se adapten a estos cambios potenciales. La magnitud y dirección del cambio en el clima no es homogénea para las regiones forestales del país (p. ej. hay áreas donde el cambio es positivo y en otras es negativo) (ver capítulo 12).

Frente a los escenarios de modificaciones en el clima o cambio climático, que determina variaciones en los umbrales de supervivencia, crecimiento o susceptibilidad a plagas de numerosas especies, es importante contar con estrategias que aumenten las posibilidades de adaptación de los bosques nativos bajo los impactos de diferentes esquemas de manejo silvícola. En este contexto, como primera medida, la silvicultura debería implementarse en el marco del manejo adaptativo con su correspondiente sistema de monitoreo como fue descripto previamente. Otra estrategia es que la silvicultura promueva una mayor resiliencia de los rodales a estos cambios adecuando la intensidad y tipos de tratamientos silvícolas de raleo o cosecha. Por ejemplo, medidas silviculturales de adaptación al cambio climático es pasar de un manejo regular a un manejo irregular, fomentando la adaptación a

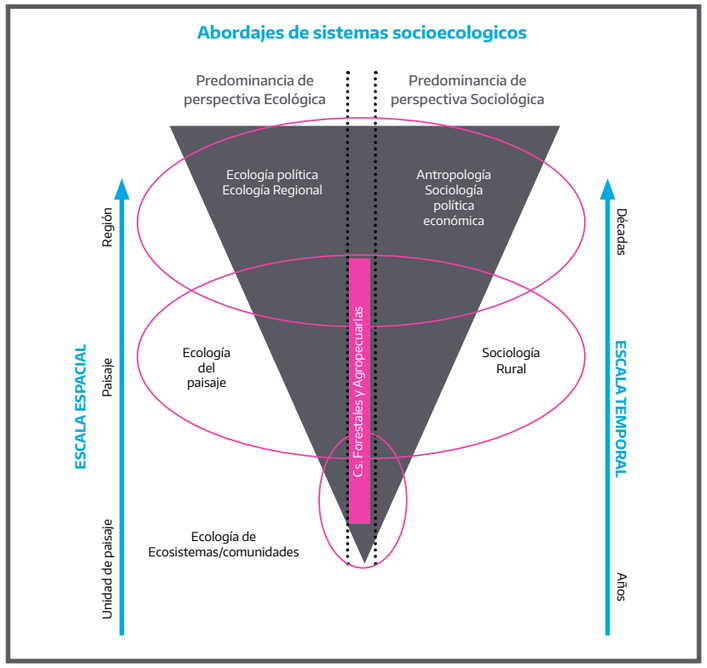


Figura 13.2. Esquema jerárquico de disciplinas científico-técnicas y de escalas espacio-temporal para abordar sistemas socioecológicos agropecuarios. Las ciencias forestales y agropecuarias se encuentran en la interfase ente disciplinas científicotécnicas con perspectivas o enfoques ecológicos y sociales. Se indican cuáles son las disciplinas científicas que abordan el estudio y la gobernanza a diferentes escalas espacio-temporales (los círculos en la parte central de la figura indican áreas de intersección entre disciplinas y escalas). Ambas escalas (espacio-temporales) aumentan con las escalas jerárquicas tanto para las disciplinas ecológicas como las sociales.

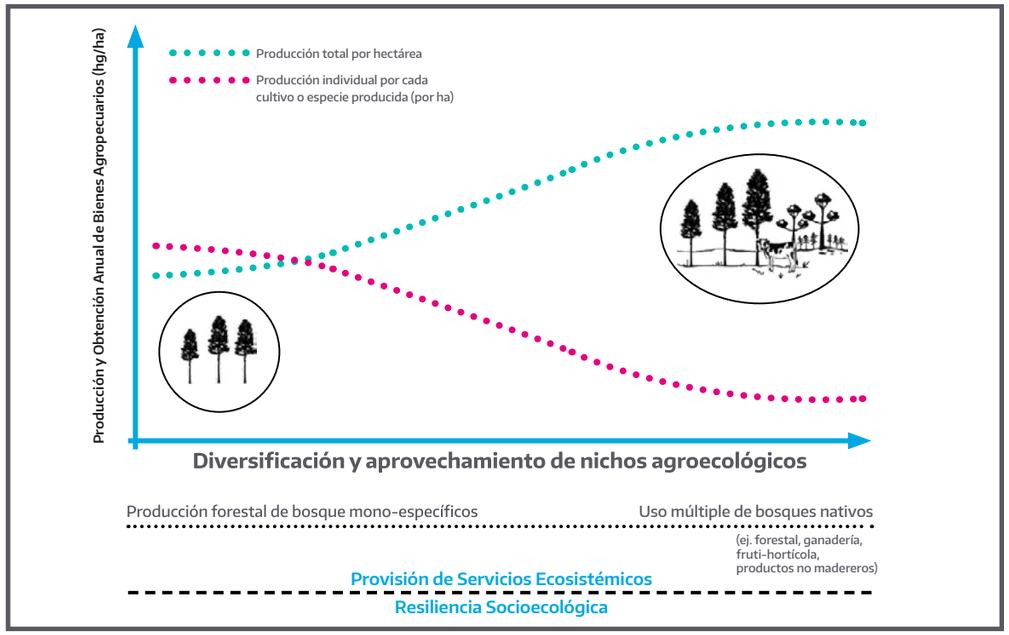


Figura 13.3. Modelo teórico de la respuesta entre el aumento de la diversificación y aprovechamiento de nichos agro ecológicos y la producción de bienes.

través del mantenimiento de bosques más complejos en composición y estructura (D'Amato *et al*., 2011), incluyendo el promover bosques mixtos, todo lo cual determinaría un aumento de la diversidad de estructuras a nivel de paisaje. Estos enfoques se basan en gran medida en los principios de resiliencia ecológica (Holling, 1973), que se refieren a la cantidad de perturbaciones o estrés que un ecosistema puede soportar antes de experimentar cambios dramáticos en la estructura y/o función del bosque. El potencial de adaptación se desprende de una mayor variación de las estrategias de historia de vida presentes en diversos sistemas del paisaje, lo cual determina una mayor probabilidad de que algunas especies, grupos funcionales o clases de edad puedan responder favorablemente a nuevas condiciones climáticas o regímenes de perturbaciones (Gunderson, 2000; Elmqvist *et al*., 2003). Otras estrategias requieren aumentar la resistencia de los bosques, es decir incrementar la capacidad de un sistema para absorber las perturbaciones o el estrés, utilizando diversos enfoques de protección de bosques y regímenes de manejo de densidad (Millar *et al*., 2007).

iii) Implementación de indicadores y sistemas de monitoreo: Teniendo en cuenta los múltiples aspectos que involucra la silvicultura de los bosques nativos es necesario evaluar y monitorear distintas variables relacionadas a las dimensiones socio-económicas y ambientales. Considerando que una estrategia de la silvicultura es el manejo adaptativo y lograr el mantenimiento de los componentes estructurales y funcionales del bosque nativo, es necesario monitorear los potenciales impactos sobre aspectos ambientales, productivos y socio-económicos a través de un sistema de indicadores elaborado para este fin.

Teóricamente, estos indicadores están organizados jerárquicamente dentro de una estructura (Mendoza y Prabhu, 2000). El punto más elevado de esta jerarquía es el manejo sostenible del bosque nativo. Para alcanzar ese punto, se definen Principios que enmarcan y guían al manejo hacia el fin último de la sostenibilidad. Un principio es una verdad o ley aceptada por la mayoría de los actores. Las leyes propuestas en los principios están desglosadas en criterios que son un estándar a partir del cual se puede realizar un juicio. Los criterios son además un punto intermedio donde la información provista por los indicadores puede ser integrada y donde ésta toma sentido en conjunto (Mendoza *et al*., 1999). Estas estructuras teóricas de principios, criterios e indicadores han sido adaptadas y siendo usadas en más de 150 países para definir, evaluar y monitorear el progreso del manejo de bosques hacia la sustentabilidad. Estas estructuras de criterios e indicadores (C&I) se pueden aplicar a diferentes escalas espaciales desde la local a la nacional, p. ej. Argentina ha adoptado los C&I del Proceso de Montreal de aplicación nacional en 1995.

Los indicadores seleccionados para las diferentes técnicas silviculturales en las distintas regiones forestales del país deberían responder a los principios básicos de sostenibilidad: (i) la capacidad productiva y la productividad del ecosistema deben mantenerse o mejorarse; (ii) la integridad del ecosistema y sus servicios deben mantenerse o mejorarse; y (iii) el bienestar de las comunidades asociadas a su uso debe mantenerse o mejorarse. La definición de buenos indicadores es una tarea difícil que insume una gran cantidad de tiempo. Estos deben ser válidos (midiendo y proveyendo información necesaria), precisos, confiables, sensibles al cambio (que respondan a pequeños cambios), específicos, basados en información disponible, económicamente posibles de ser medidos y que puedan ser recopilados en plazos razonables, y no excesivamente prolongados (Gallopin, 1997). Objetivos

claramente definidos de lo que se quiere medir y la identificación de los factores críticos dentro de los sistemas económicos, sociales y ecológicos son necesarios para una buena definición de indicadores.

La importancia de contar con un conjunto de indicadores de seguimiento permitirá a los organismos gubernamentales con competencia en la gestión de los bosques nativos (p. ej. Direcciones de Bosque provinciales o nacional, organismos de ciencia y técnica, comités técnicos provinciales de distintas áreas del sector, etc.), contar con una línea de base, evaluar el impacto de los planes de manejo sobre los principales procesos naturales en el estado de conservación de los bosques y en la calidad de vida de la población asociada a ellos. Una experiencia ejemplificadora es la región Chaqueña, donde se acordó por consenso de especialistas (en un proceso participativo de consulta amplia a expertos y trabajos en taller para la redefinición y priorización de indicadores) 17 indicadores (7 ambientales, 4 socio-económicos, 6 productivos) para el monitoreo a escala predial de Manejo de Bosque con Ganadería Integrada (MBGI) (Carranza *et al*., 2018). También existen algunos avances en la definición de C&I de los bosques nativos de Tierra del Fuego (Carabelli y Peri, 2005) y del uso del ñirantal a nivel predial en Chubut (Rush *et al*., 2009). Sin embargo, para garantizar la sostenibilidad de sistemas productivos en bosque nativo, es indispensable que se avance en la implementación de sistemas de monitoreo a niveles de paisaje y regional, y se evalúen o desarrollen nuevos indicadores que incluyan la complejidad mencionada. El desarrollo de buenos indicadores sobre sistemas complejos que incluyan la perspectiva económica, social y ecológica es un déficit a nivel internacional.

13.3 Recomendaciones para los tomadores de decisiones

Región de la Selva Misionera:

1. La Selva Misionera ha sufrido una fuerte disminución en su superficie desde mediados del siglo pasado, con tasas de deforestación particularmente altas en los últimos 20 años. Si bien la deforestación ha disminuido después de la sanción de la ley n° 26.331, la cobertura boscosa aún se ve amenazada por el desmonte para actividades productivas no sostenibles ambiental y socialmente. Uno de los principales desafíos es encontrar alternativas para los productores que tienen necesidades económicas inmediatas, y no tienen la capacidad de diversificar su producción y fuentes de ingresos para lograr estabilidad económica. Como estrategia se sugiere diseñar y ofrecer herramientas que les permitan a los pequeños productores incrementar el valor ecológico y productivo de sus chacras, para lo cual se requiere investigación y trabajo con los productores para estudiar alternativas de manejo y su rentabilidad.

2. Los remanentes boscosos han tenido extracción selectiva y se encuentran mayoritariamente degradados o parcialmente degradados por lo cual el aprovechamiento maderero no es rentable ni sostenible ecológicamente (capítulo 6). El principal desafío es devolver la productividad maderera a los bosques. Se sugiere revisar la normativa para cambiar regulaciones actuales en lo referente al manejo, incluir la obligatoriedad de extracción con métodos de impacto reducido, definir un volumen de extracción permitido acorde a la productividad del bosque, definir turnos de corta que permitan la recuperación del bosque, y explicar la necesidad de dejar árboles de más de 50 cm de diámetro como individuos semilleros o para fomentar la diversidad de hábitats para la fauna. Se sugiere evaluar la posibilidad de permitir manejos más intensivos en áreas muy degradadas (por ejemplo, escarificación del suelo) para permitir la regeneración de las especies de mayor valor comercial. Se necesita más investigación para desarrollar las tecnologías necesarias y acordes a nuevos paradigmas silviculturales, y también para realizar monitoreos a largo plazo que permitan un manejo adaptativo del bosque. Es fundamental la ejecución a tales fines del financiamiento asignado a la ley n° 26.331.

3. Si bien la deforestación ha disminuido, la selva misionera forma parte de uno de los ecosistemas más amenazados a nivel global, cuya superficie original se ha perdido aproximadamente en un 90% y los remanentes se encuentran muy fragmentados (bien establecido, capítulo 6). La superficie remanente es un pequeño conjunto de fragmentos, y mantener su funcionalidad es uno de los principales desafíos para conservar este ecosistema a largo plazo. Se sugiere adoptar esquemas productivos y manejos silvícolas permeables a la flora y fauna nativa (por ejemplo, realizar raleo en plantaciones forestales), y promover la diversificación productiva tanto a escala predial como de paisaje, en particular fomentar los sistemas agroforestales y el uso de productos no maderables del bosque. Se sugiere fundamentalmente asistir a los productores económicamente en manejos sostenibles suponiendo un financiamiento apropiado asignado a la ley n° 26.331, y fomentar la investigación para el desarrollo de técnicas silviculturales apropiadas de manera de no sobreexplotar los recursos.

2. El bosque tradicionalmente ha sido y sigue siendo valorado por la madera, aunque cada vez más se reconoce los beneficios que tiene su conservación y restauración, en particular en zonas sensibles como bordes de arroyos (con evidencia parcial). El desafío en este caso es incorporar otros paradigmas que aporten a la sustentabilidad de los ecosistemas nativos, tales como los pagos por servicios ecosistémicos, reducciones impositivas. Se requiere, por ejemplo, explorar el valor del aporte de los bosques de Misiones a la mitigación del aumento del calentamiento global y el potencial aporte económico que podría brindar los recursos necesarios para su buen manejo, así como general la información para aplicar modelos de pagos por servicios ambientales.

3. El comercio ilegal genera una distorsión de precios de la madera nativa que reduce la competitividad del productor responsable reduciendo las posibilidades de realizar un manejo ambiental y social sostenible del bosque (evidencia parcial). El desafío futuro es eliminar el mercado negro de la madera nativa no sólo en Misiones sino en todo el país. Se sugiere fortalecer los controles y diseñar los mecanismos necesarios para un mejor control, así como realizar campañas de educación y sensibilización en la población consumidora de madera nativa.

Región de las Yungas:

1. La falta de valoración del bosque como proveedor de diversos recursos forestales maderables y no maderables, múltiples servicios ecosistémicos y de la biodiversidad (bien establecido, capítulo 7). El principal desafío es realizar la valuación económica de los múltiples

servicios ecosistémicos que provee e incluirlos en la economía formal. Se sugiere implementar incentivos y/o compensaciones económicas, el desarrollo y fortalecimiento de mercados para los productos provenientes de un manejo sostenible y de los servicios ecosistémicos.

2. La transformación de la Selva Pedemontana de las Yungas para ampliar la frontera agrícola ha reducido su superficie a menos de un 25% de la original (bien establecido, capítulo 7). El principal desafío es lograr que los propietarios y la sociedad valoren los bienes y servicios que provee la Selva Pedemontana de forma de evitar la transformación y degradación de este tipo de bosque. Como estrategia para contrarrestar el avance de la frontera agrícola es necesario que los ordenamientos provinciales de la ley n° 26.331 incluyan información detallada sobre la biodiversidad y el potencial forestal de los bosques para reevaluar el valor de conservación y la provisión de bienes y servicios de la Selva Pedemontana. Además, es urgente ampliar la superficie protegida de la Selva Pedemontana para que este mejor representada en el sistema de áreas protegidas.

3. Los rodales en los distintos pisos altitudinales de las Yungas (Selva Pedemontana, Selva Montana y Bosque Montano) han disminuido su potencial como proveedor de recursos f orestales (bien establecido, capítulo 7). El desafío es validar los lineamientos propuestos de la nueva silvicultura en el marco de un manejo adaptativo. Como parte de ese manejo adaptativo es necesario implementar un programa de monitoreo forestal (incluyendo a diversos sectores de la ciencia y técnica) que evalúe los beneficios y costos económicos, sociales y ambientales.

4. La ganadería extensiva a monte que se realiza actualmente en las Yungas genera la degradación de los bosques impidiendo la regeneración de especies arbóreas, modificando el sotobosque y produciendo la erosión de los suelos (con evidencia parcial). El desafío es implementar distintas alternativas que incorporen un cambio cultural del manejo ganadero, realización de actividades productivas alternativas o un mecanismo de compensación para reducir la carga ganadera. Se requiere generar programas de asesoramiento, apoyo técnico y económico desde el estado provincial y nacional.

5. La ilegalidad del aprovechamiento forestal disminuye el valor económico de la madera obtenida legalmente y degrada el bosque al no realizarse bajo ningún tipo de lineamiento o control (con evidencia parcial). El desafío es lograr una fiscalización apropiada por parte de las autoridades de aplicación y control respectivo. Para ello es necesario fortalecer las áreas correspondientes de cada jurisdicción a cargo de este tema dotándolas de las herramientas legales y presupuestarias adecuadas.

Región del Monte

1. Los bosques del Monte, principalmente los algarrobales de *Prosopis chilensis* y *P. flexuosa*, han sido fuente de subsistencia para numerosas comunidades humanas durante varios siglos y han subsidiado el desarrollo de los oasis irrigados a través de la provisión de recursos madereros y no madereros. La utilización de los bosques del Monte se ha realizado sin tener en cuenta su capacidad de regeneración, generando procesos de degradación que se evidencian en la disminución de la superficie forestal, la simplificación de la estructura y la disminución de la productividad (bien evidenciado, capítulo 8). El desafío es generar modelos de ordenamiento forestal sostenibles, determinando para cada región las posibilidades de manejo, las estrategias de conservación de los servicios ecosistémicos y las zonas que requieran planes de restauración. Para esto es necesario profundizar el análisis de la distribución potencial, histórica y actual de los boques, la determinación de la heterogeneidad espacial de su productividad, y la implementación de planes de uso que tiendan el manejo adaptativo.

2. Los algarrobales del Monte tienen distintos potenciales productivos siguiendo un gradiente latitudinal, los del Norte presentan mayor productividad forestal (1 m^3 ha^{-1}), los árboles presentan porte más erecto, mayor altura y son principalmente unifustales; mientras que hacia el sur son menos productivos (0,1-0,2 m^3 ha^{-1}), más bajos y multifustales. De esta forma, el potencial productivo y destino del manejo es diferente en función de este gradiente latitudinal (bien establecido, capítulo 8). El desafío es generar planes de manejo y prácticas silvícolas que se ajusten al potencial productivo de cada bosque. Para esto es necesario desarrollar propuestas en función de la oferta y las demandas de los pobladores locales, tanto para productos forestales madederos como para los distintos servicios ecosistémicos del bosque; y ponerlas a prueba con adecuados planes de monitoreo en el contexto de un manejo adaptativo.

3. Algunas unidades boscosas del norte del Monte presentan estructura forestal y tasas de producción leñosa que sugieren que es posible realizar un manejo forestal sostenible que tenga por objeto obtener madera para aserrío de alto valor económico (con evidencia parcial, capítulo 8). El desafío es generar planes dasocráticos basados en datos dasonómicos y ponerlos a prueba desde un punto de vista de su sustentabilidad económico, social y ambiental. Se requiere proponer, aplicar y evaluar sistemas silvícolas que permitan su aprovechamiento, a la vez que conservar los recursos disponibles. Se han sugerido para el área, la corta de selección, cortas de saneamiento, podas, selección de árboles de futura cosecha, sin embargo, no se cuentan con datos sobre resultados de su aplicación.

4. En la mayor parte de los algarrobales del Monte, la supervivencia de los árboles adultos es el principal determinante de la persistencia del bosque, ya que, por las condiciones ambientales, el establecimiento es la etapa crítica en el ciclo de vida de las plantas (bien establecido, capítulo 8). El desafío es lograr el aprovechamiento forestal del bosque a través de la aplicación de técnicas silvícolas que no implique la muerte de los ejemplares adultos. Se han realizado pruebas sobre la aplicación de podas de formación, extracción de fustes secundarios y la cosecha de leña seca, con resultados promisorios que sugieren que los efectos perjudiciales de su aplicación son nulos o bajos, y que, por el contrario, en algunos casos se mejora la productividad forestal. Sin embargo, no se han realizado evaluaciones económicas y sociales sobre la aplicación de estas técnicas en sistemas de aprovechamiento forestal y de uso múltiples.

5. La ganadería es actualmente la principal actividad económica de los bosques del Monte. Dos sistemas ganaderos se realizan en el área, una de ganadería extensiva caprina en las zonas más áridas (<250 mm de precipitación anuales), con economía de subsistencia; y en las zonas más húmedas (250-400 mm de precipitación anuales), una ganadería extensiva vacuna orientado a una economía de mercado. Una de las formas de usos múltiples más promisorios en el Monte es el manejo de bosque con ganadería integrada que permitiría acercar a la sostenibilidad ambiental y económica, y que es compatible con gran parte de los OTBN de

las distintas provincias (con evidencia parcial, capítulo 8). El desafío es lograr un manejo que incluya tanto lo forestal como lo ganadero, a través de técnicas que optimicen la receptividad ganadera y el aprovechamiento del bosque, conservando a su vez los servicios ecosistémicos del mismo. Se han diseñado sistemas de pastoreo rotativo que optimizan la productividad en sistemas de ganadería vacuna. A su vez se han estudiado la respuesta de la aplicación de práctica de manejo para el control de arbustos (p. ej. rolado) para aumentar la productividad forrajera. Sin embargo, es necesario evaluar los efectos de estas prácticas sobre la renovación del bosque y profundizar los estudios de manejo ganadero para ganadería caprina, donde los arbustos son parte importante de la dieta.

6. Los bosques del Monte ofrecen múltiples recursos forestales no madereros, incluyendo alimento, forraje, frutos, fauna silvestre y servicios para la apicultura, turismo y recreación. La mayor parte de estos recursos son utilizados por los pobladores de la zona en forma doméstica, y no están incluidos en sistemas de manejos formales, por lo que su valoración es dependiente de los grupos sociales y generalmente de alcance local, por el contrario, su valoración económica está poco desarrollada. Además, la mayoría no tienen desarrolladas cadenas de comercialización (con evidencia parcial, capítulo 8). El desafío es generar sistemas de usos múltiples que consideren los distintos productos en forma integrada. Para esto es necesario poder estimar su valor económico y aumentar su valor de comercialización. Algunos, productos han iniciado este camino, como el caso de la harina de algarrobo en la comunidad de Bermejo (San Juan).

Región del Espinal

1. La deforestación del Espinal por el cambio de uso de la tierra ha sido muy amplia y continua la pérdida de bosque nativo desde hace más de un siglo (bien establecido, capítulos 2, 5 y 9). El principal desafío consiste en mantener los relictos de bosques que aún quedan en la región y proponer un ordenamiento del territorio que mantenga el funcionamiento de los bosques y los servicios ecosistémicos. Se sugiere unificar los criterios entre las provincias para implementar el OTBN de manera integrada, implementar un monitoreo periódico y generar más y mejores incentivos a los productores para mantener o incrementar la superficie de bosque nativo en sus propiedades.

2. La biodiversidad ha disminuido por la fragmentación y pérdida de bosque por lo cual la superficie de bosque nativo que aún queda en el Espinal es muy importante para mantener las poblaciones de distintos grupos de organismos (bien establecido, capítulo 9). Para promover la conectividad y el funcionamiento de los sitios remanentes de bosque y así conservar la biodiversidad, el desafío será diversificar los sistemas productivos y articularlos con áreas de conservación y restauración en la región. Una posible iniciativa para generar una propuesta de ordenamiento del territorio para producción y conservación debería surgir de reuniones entre distintos actores sociales y coordinados por las autoridades gubernamentales.

3. Los inventarios oficiales sobre bosques para el Espinal (o tierras forestales según el Primer Inventario Nacional de Bosques Nativos) muestran que hace unos 20 años cubrían menos del 28% de la superficie de la región.

4. Estos registros fueron actualizados recientemente por la Dirección de Bosques de la Nación y constatan que el Espinal ha seguido perdiendo cientos de miles de hectáreas de bosque en los últimos 10 años, incluso en las categorías amarilla y roja según la ley n° 26.331 (bien establecido, capítulo 9). Esta gran transformación del territorio ha tenido consecuencias sociales, económicas y ecológicas (bien establecido, capítulos 4 y 9). Es necesario abordar la complejidad del cambio en el uso de la tierra para poder enfrentar los desafíos ecológicos, ambientales y sociales (p. ej. pérdida de biodiversidad, ascenso de napas freáticas e inundaciones, contaminación, migración rural). Para poder mitigar las consecuencias no deseables, sería importante considerar de manera conjunta los factores de riesgo, tanto directos como indirectos y sus efectos sinérgicos.

5. Las principales prácticas silvícolas y técnicas de manejo silvicultural que se realizan en el Espinal son la tala rasa, cortes intermedios con clareos por rolado, implantación de pasturas bajo dosel del bosque para ganadería y en menor medida forestaciones monoespecíficas (bien establecido, capítulo 9). Para mejorar el uso del bosque sería importante mejorar las reglamentaciones que regulan la explotación forestal de bosques nativos, su fiscalización. Asimismo, si se consiguiera mejorar el manejo de bosque nativo se lograrían incrementar las tasas de extracción de madera de alta calidad. Además, los sistemas forestales deberían combinarse dentro de un mosaico de paisajes lo más diversificado posible (distintos cultivos, lotes con distintas prácticas forestales, reservas, etc.) para permitir la conservación de la biodiversidad en el largo plazo a través de un plan de manejo integrado.

6. La valoración de los bosques, los servicios ecosistémicos y los componentes específicos de la biodiversidad (por ejemplo, algarrobo blanco, caldén, ñandubay o quebracho blanco) es contexto dependiente, siendo percibidos de manera muy distinta por diferentes actores sociales (bien establecido, capítulo 9). Esto es porque todas las sociedades comparten sistemas de creencias, es decir, variantes en sus visiones del mundo o cosmovisiones, a través de las cuales interpretan la información y definen cómo actúan en su ambiente. Por ello, sería relevante y necesario analizar las distintas maneras en que una sociedad defiende y jerarquiza los valores relacionados con el bosque nativo para poder entender su modo de interacción con la naturaleza, considerar alternativas de manejo y modos de conservación de los bosques del Espinal, incluso más allá de la legislación ambiental vigente.

7. Los umbrales e indicadores constituyen una herramienta importante para el desarrollo conceptual de la complejidad del sistema forestal que se monitorea y brindan elementos claros a los tomadores de decisiones para alcanzar efectividad en el manejo y conservación del bosque (parcialmente establecido, capítulo 9). La posibilidad de anticiparse a los posibles cambios en los agro-ecosistemas del Espinal que tendrán impactos sobre la biodiversidad, permitiría desarrollar planes o estrategias de manejo agropecuario y silvicultural con la conservación de los recursos naturales de manera eficiente y de este modo contribuir a lograr sistemas sostenibles. Para ello, se proponen algunas sugerencias para articular el conocimiento científico, la práctica profesional y la toma de decisiones.

Región del Parque Chaqueño

1. En la región del Parque Chaqueño las acciones antrópicas han generado y aún generan cambios importantes en diversos aspectos ambientales y en los servicios ecosistémico. Los cambios en la configuración de los bosques en el Parque Chaqueño determinadas por las diferentes prácticas silviculturales, modifican en forma positiva o negativa, la diversidad funcional al tener efectos marcados sobre distintas interacciones entre las plantas leñosas, animales y el ambiente físico donde el bosque se desarrolla.

2. Uno de los aspectos más importantes para que se puedan aplicar los mecanismos que permitan desarrollar al sector forestal en la Región Chaqueña es la institucionalidad. Este aspecto es el que permite crecer a los protagonistas del desarrollo forestal sean productores, campesinos, organizaciones no gubernamentales, organismos de gobierno, comunidades de pueblos originarios, instituciones educativas, asociaciones, sindicatos, cooperativas, etc., en planes conjuntos y programas de desarrollo entre otras actividades. Es preciso desarrollar un registro de actores relacionados al desarrollo del sector que coadyuve al crecimiento del sector.

3. Es necesario instalar y fortalecer el proceso de gobernanza por parte de los habitantes de los bosques en el parque chaqueño. La identidad de campesino asociado al tema forestal debe ser rescatada y fortalecida. En muchos países de Centroamérica hay programas de fortalecimiento de la identidad campesina.

4. Hay que afianzar al sector público relacionado al control de las actividades asociadas al tema forestal. Disminuir aspectos burocráticos de trámites que deben llevarse a cabo en las oficinas públicas de bosques de cada provincia, crear incentivos a quienes conserven el bosque.

5. La falta de conocimiento del valor de los recursos forestales y de los servicios ecosistémicos que estos proveen a la sociedad es una de las debilidades al momento de aplicar nuevas estrategias de conservación de los recursos forestales. Es necesario aplicar métodos de valoración económica y difusión de sus resultados para que la sociedad conozca el valor que sus propios habitantes les otorgan a los bosques y servicios ecosistémicos.

6. Hay que generar información con los resultados de investigaciones por parte de las instituciones encargadas de estas tareas como las Universidades Nacionales, Institutos de investigación como CONICET, INTA o INTI. Deben ser participativas, respaldadas y comprobadas como nuevas prácticas silvícolas y de intervención, de aprovechamiento y transformaciones de los recursos forestales en productos, (carbonización, producción de carne bajo sistemas silvopastoriles, aserraderos, enriquecimientos, etc.) que aseguren permanencia de los mismos en el tiempo.

7. Es necesario el desarrollo de mercados de productos forestales madereros y no madereros de manera que sea un mecanismo atractivo a las personas que dependen de los bosques para la subsistencia, como alternativa a la extracción de grandes cantidades de madera que muchas veces esta subvalorada.

8. Generar otras actividades asociadas al ámbito forestal como ecoturismo, conservación de bosques en el marco de esquemas de pagos por servicios ambientales, proyectos orientados y basados en mecanismos de desarrollo limpio (MDL), negocios con captura de carbono y tender a programas de Reducción de Emisiones por Deforestación y Degradación de bosques (REDD+) como lo tienen otros países de la región.

Región de los Bosques Andino Patagónicos

1. Los bosques Andino Patagónicos tienen un alto potencial productivo y existen tipos forestales y localidades dentro de la región que ya cuentan con sistemas silvícolas sostenibles. Aun así, hemos llegado a la actualidad sin haber alcanzado modelos productivos, que partiendo de una base de planificación a nivel de paisaje, permitan promover el desarrollo regional forestal. El mayor desafío es, y ha sido, lograr una real articulación entre los diferentes actores del sector forestal, tanto privado (productores, empresas) como público (gobiernos provinciales y nacionales, universidades, organismos de investigación, desarrollo y extensión), para elaborar una política regional común. Esto exige, basado en el conocimiento científico, promover un modelo productivo integral que articule todos los eslabones de la producción, desde el bosque y el productor hasta la generación de productos diversificados, con valor agregado en un ambiente de mercado y negocio forestal. Una clara política sectorial y conocimiento científico aplicado son indispensables para promover el manejo forestal sostenible de los bosques.

2. Los bosques de la región se han cosechado pensando en implementar sistemas de regeneración y/o cortas preparatorias, pero en general, se ha plasmado en un abandono sin completar la rotación. En este contexto, los bosques intervenidos han vuelto a una dinámica natural con diversas trayectorias dadas por la magnitud de impacto recibido, convirtiéndose en bosques secundarios con diferente grado de disetaneidad y en su mayoría empobrecidos económicamente. La historia de manejo forestal ha demostrado que no se respetan planificaciones de largo plazo, y de no revertirse esta situación, es muy difícil lograr una silvicultura a turno completo. Resulta entonces imprescindible poner en marcha planes de manejo en el sector público y privado en el mediano y largo plazo. Los mejores resultados comprenderían trabajar a una escala operacional, fomentando y profundizando la investigación inter y trans-disciplinaria, y estableciendo indicadores (ecológicos, forestales, sociales y económicos) a fin de implementar monitoreos basados en estudios a largo plazo y cuyo objetivo sea la sostenibilidad del manejo forestal y la conservación a nivel de paisaje.

3. La ganadería es el principal uso del bosque en término de superficie y recursos humanos involucrados. El paradigma preponderante hasta la actualidad considera que el manejo silvícola no es viable con la presencia de ganado en el bosque. El desafío para los bosques de la región es romper con esta polarización y trabajar en la elaboración y/o adaptación de prácticas silvícolas apropiadas en estas situaciones, principalmente considerando alternativas productivas multi-propósitos. Este es sin duda uno de los desafíos más importantes que debe enfrentar la silvicultura en estos bosques, ya que la inclusión de otras alternativas productivas a lo largo del ciclo del manejo forestal (p. ej. no solo la ganadería, sino también la recreación y la utilización de productos forestales no madereros) es necesaria para la implementación de alternativas silvícolas sostenibles en el largo plazo.

4. Dada la amplia variación ambiental del paisaje e historias de uso, en muchas ocasiones los bosques representan sistemas muy heterogéneos que se presentan como un continuo en el que difícilmente se pueden definir rodales homogéneos en términos estructurales. Si bien es plausible en algunas situaciones avanzar a través del manejo hacia estructuras más homogéneas con cortas muy drásticas, este manejo no siempre se adapta bien a la especie y/o al sitio. El desafío es gestionar y aprovechar la heterogeneidad de los bosques para generar

normas silvícolas de aplicación general según la valoración que el productor y la sociedad a los diferentes servicios y productos del bosque. Un aspecto central para alcanzar esta meta es adaptar la silvicultura al sitio a partir del entendimiento de las variables que llevan a distintas respuestas de largo plazo del bosque, aspecto fundamental para diseñar sistemas silvícolas superadores.

5. Los bosques Patagónicos se encuentran entre los de mejor estado de conservación dentro de la Argentina, debiéndose, en gran parte, a que se encuentran mejor representados en áreas protegidas como ser Parques Nacionales, Áreas Protegidas, Reservas provinciales, etc. Esto determina que estos bosques sean visitados cada año por miles de turistas de todas partes del mundo. Existe una tendencia a pensar que el turismo debe necesariamente excluir la producción forestal. El objetivo del manejo forestal sostenible es opuesto a esto, y las prácticas silvícolas que de este se desprenden deberían garantizar, como objetivo principal, la producción de bienes y servicios para varios sectores de la sociedad, incluyendo la recreación. Es así que generar bosques atractivos para el turismo no debe estar necesariamente en contraposición a la producción forestal sino por lo contrario, debería ser uno de sus principales soportes. Un claro desafío del manejo en toda la región debería ser fomentar un turismo activo y hacer el bosque más accesible a más gente, y para ello es necesario que avanzar en planificar ambas cosas conjuntamente desde el inicio.

6. La distancia de los mercados y la elaboración de productos comerciales manufacturados son las principales desventajas a la hora de considerar la implementación de alternativas silvícolas a una escala temporal y de paisaje que haga posible cualquier propuesta silvícola, aún en aquellos lugares de la región donde el sector forestal se encuentra más desarrollado. Para promover un desarrollo sostenible del sector forestal de la mano de alternativas silvícolas resulta casi imperativo, por un lado, ubicar productos de baja calidad de la cosecha (p. ej. madera corta o con defectos) así como avanzar en la elaboración de productos manufacturados (p. ej. pellets), insumos para la industria secundaria (p. ej. astillas para la elaboración de pastas o tableros de partículas) o la producción de energía a partir de biomasa forestal. Sin que se puedan ubicar esos productos, es imposible pensar en cubrir los costos de los tratamientos intermedios, siendo en ese caso necesario subsidios que muy difícil puedan ser cubiertos por el sector privado o estatal.

Bibliografía

Altieri, M., Nicholls, C. I. (2000). Teoría y práctica para una agricultura sostenible. Serie Textos Básicos para la Formación Ambiental, 1.

Carabelli, E., Peri P.L. (2005) Criterios e Indicadores de sustentabilidad (C&I) para el Manejo Sostenible de los Bosques Nativos de Tierra del Fuego – Una herramienta metodológica para la determinación de los C&I en Patagonia, 88 pp. Ediciones INTA, Buenos Aires.

Chapin F.S., Power M.E., Pickett S.T., Freitag A., Reynolds J.A., Jackson R.B., Lodge D.M., Duke C., Collins S.L., Power A.G., Bartuska, A. (2011). Earth Stewardship: science for action to sustain the human earth system. Ecosphere 2:1-20.

D'Amato, A.W., Bradford, J.B., Fraver, S., Palik, B.J. (2011) Forest management for mitigation and adaptation to climate change: Insights from long-term silviculture experiments. Forest Ecology and Management 262(5): 803-816.

Domptail, S.E., Easdale, M.H., Yuerlita. (2013) Managing socio-ecological systems to achieve sustainability: A study of resilience and robustness. Environmental Policy and Governance 23: 30-45.

Easdale, M.H., López D.R. (2016). Sustainable livelihood approach from the lens of the state and transition model in semi-arid pastoral systems. The Rangeland Journal 38: 541-551.

Easdale, M.H., Lopez D.R. (2014). Sustainable livelihood approach from the lens of the state-and-transition model: an integrated model for social-ecological research and management. Resilience and Development: Mobilizing for Transformation, Report Session, 16-17. Disponible en: http://resilience2014.sciencesconf.org/23917

Elmqvist, T., Folke, C., Nystrom, M., Peterson, G., Bengtsson, J., Walker, B., Norberg, J. (2003) Response diversity, ecosystem change, and resilience. Frontiers in Ecology and the Environment 1: 488-494.

FAO (2010). En busca de casos ejemplares de manejo forestal sostenible en América Latina y el Caribe. Proyecto GDCP-INT-006-SPA (Sabogal C., Casaza J. y González N. Eds.), 284 pp. Santiago de Chile, Chile.

FAO (2018) Los 10 Elementos de la Agroecología: Guía para la transición hacia sistemas alimentarios y agrícolas sostenibles. Editorial FAO, ISBN: I9037E/1/04.18.

Gallopin, G.C. (1997). Indicators and their use: Information for decision-making Part One - Introduction. En: B. Moldan, S. Billharz, R. Matravers (Eds.), Sustainability Indicators: A report on the project on indicators of sustainable develolment. Chichester, John Wiley & Sons.

Gliessman, S. R. (2006) Agroecology: the ecology of sustainable food systems. CRC press.

Gliessman, S.R., Rosado-May, F.J., Guadarrama-Zugasti, C., Jedlicka, J., Cohn, A., Méndez, V.E., Cohen, R., Trujillo, L., Bacon, C., Jaffe R. (2007). Agroecología: promoviendo una transición hacia la sostenibilidad. Revista Ecosistemas 16(1): 13-23.

Gunderson, L.H. (2000) Ecological resilience – in theory and application. Annual Review of Ecology and Systematics 31: 425-439.

Holling, C.S. (1973) Resilience and stability of ecological systems. Annual Review of Ecology and Systematics 4: 1-23.

López, D.R., Cavallero, L., Easdale, M.H., Carranza C., Ledesma M., Peri P.L. (2017) Resilience Management at the Landscape Level: An Approach to Tackling Social Ecological Vulnerability of Agroforestry Systems. In: Integrating Landscapes: Agroforestry for Biodiversity Conservation and Food Sovereignty (F. Montagnini Ed.), Advances in Agroforestry 12, Chapter 5, pp. 127-148. Springer International Publishing.

Maginnis, S., Jackson, W. (2003) The Role of Planted Forests in Forest Landscape Restoration. UNFF Intersessional Experts Meeting on the Role of Planted Forests in Sustainable Forest Management New Zealand, pp. 87-115, 25–27 March 2003.

Mendoza, G., Macoun, P., Prabhu, R., Sukadri, D., Purnomo, H., Hartano, H. (1999) Guidelines for Applying Multi-criteria Analysis to the Assessment of Criteria and Indicators. (Toolbox No. 9). Jakarta: CIFOR.

Mendoza, G., Prabhu, R. (2000) Multiple criteria decision making approaches to assessing forest sustainability using criteria and indicators: a case study. Forest Ecology and Management, 131:107-126.

Millar, C.I., Stephenson, N.L., Stephens, S.L. (2007) Climate change and forests of the future: Managing in the face of uncertainty. Ecological Applications 17(8), 2145-2151.

Rusch, V., Sarasola, M., Hansen, N., Roveta, R. (2009). Criterios e Indicadores como Método para guiar la Sustentabilidad. a-Principios generales, y Criterios e Indicadores ambientales en sistemas silvopastoriles con ñire (*Nothofagus antarctica*). Actas Primer Congreso Nacional de Sistemas Silvopastoriles. Posadas, Misiones, Argentina.

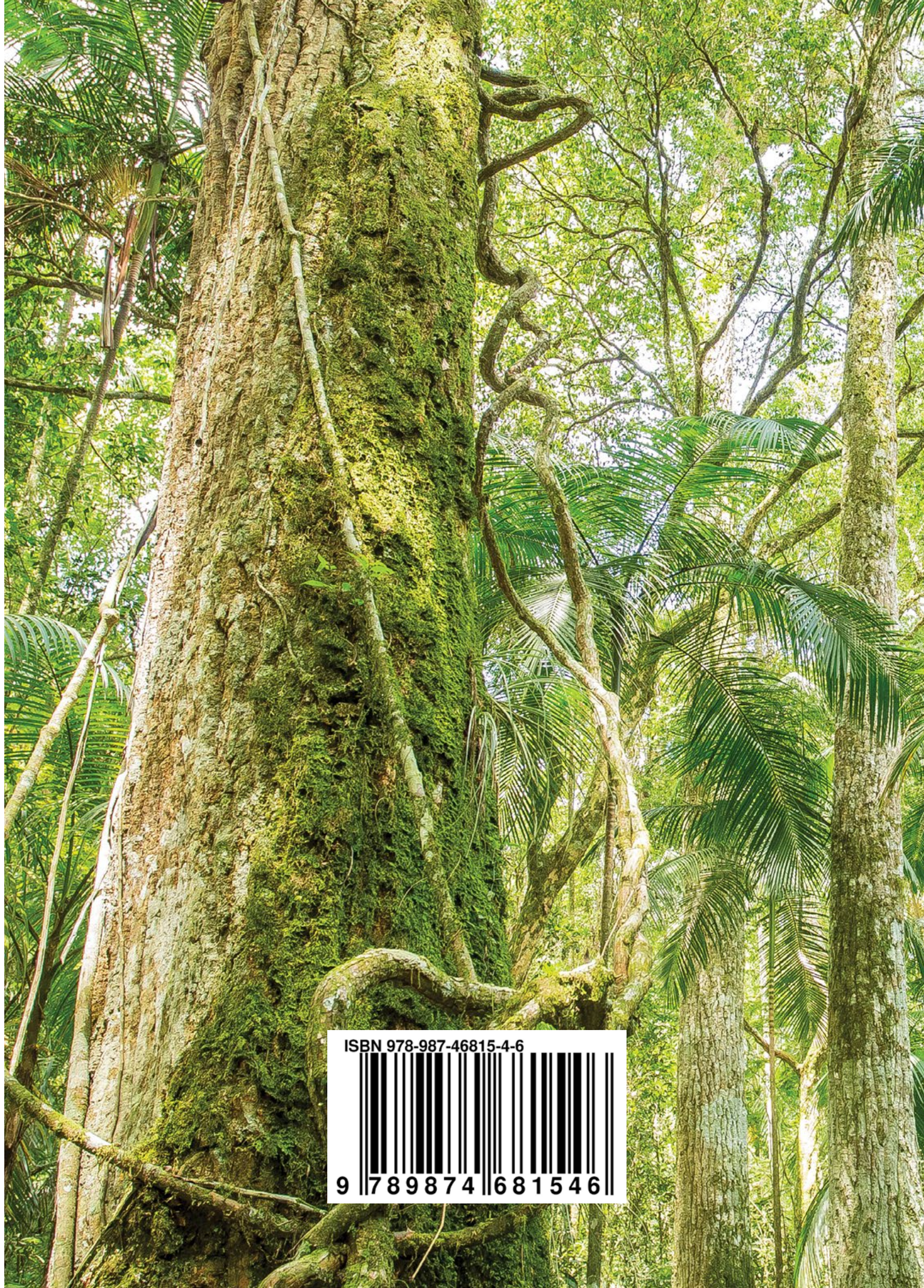
SER (2004) The SER International Primer on Ecological Restoration. Society for Ecological Restoration Tucson, Arizona, USA.

Vila Seoane, M., Marín, A. (2017). Transiciones hacia una agricultura sostenible: el nicho de la apicultura orgánica en una cooperativa Argentina. Mundo agrario, 18(37), e049.

Urcola, M. A. (2018). Promoción, Desarrollo y Persistencia de la Agricultura Familiar y sus Formas Asociativas: el caso de las asociaciones apícolas en la provincia de Chaco, Argentina (1999-2015). Revista de Economia e Sociologia Rural, 56(2), 293-310.

Yoccoz, N. G., Nichols, J. D., Boulinier, T. (2001). Monitoring of biological diversity in space and time. Trends in Ecology and Evolution 16:446–453.

Zuleta, G.A., Malizia, L.R., Fontana, J.L., Aguilar Zurita, A., Teixeira, D., Guida Johnson, B., Cony, M., Maranta, A., Espinoza-Mendoza, V.E. (2017) Áreas Prioritarias para Restauración Ecológica (APREs) en Argentina. En: SIACRE-2015 Aportes y Conclusiones Tomando decisiones para revertir la degradación ambiental (Zuleta, G., Rovere, A., Mollard, F. Eds.), pp. 179 – 192. Editorial Vazquez Mazzini, Buenos Aires.



ISBN 978-987-46815-4-6