

USO SOSTENIBLE DEL BOSQUE

Aportes desde la Silvicultura Argentina

argentina.gob.ar

Argentina unida



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

Dirección Nacional de Bosques
Ing. Ftal. Martín Mónaco

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



11

**Región Patagónica
(Bosques Andino
Patagónicos)**

Autores

Mariano M. Amoroso¹; Pablo L. Perí²; María V. Lencinas³; Rosina Soler Esteban³; Adriana E. Rovere⁴; Marcelo González Peñalba⁵; Luis Chauchard⁶; María F. Urretavizcaya⁷; Gabriel Loguercio⁸; Ignacio A. Mundo⁹; Juan M. Cellini¹⁰; Alejandro Dezzotti¹¹; Hernán Attis Beltrán¹²; Héctor Bahamonde¹³; Ana Ladio¹⁴; Juan Gowda¹⁴; Leonardo Gallo¹⁵; Pamela Quinteros¹⁶; Georgina Sola¹¹; Guillermo Martínez Pastur⁸.

¹Instituto 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). ²Universidad Nacional de la Patagonia Austral (UNPA), Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria (INTA), Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET). ³Centro Austral de Investigaciones Científicas (CADIC), Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET). ⁴Instituto de Investigaciones en Biodiversidad y Medioambiente (INIBIOMA), Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET); Universidad Nacional de Río Negro (UNRN). ⁵Dirección Regional Patagonia Norte, Administración de Parques Nacionales (APN). ⁶Dirección Regional Patagonia Norte, Administración de Parques Nacionales, Asentamiento Universitario San Martín de los Andes - Universidad Nacional del Comahue (UNCoMA). ⁷Centro de Investigación y Extensión Forestal Andino Patagónico (CIEFAP); Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET). ⁸Centro de Investigación y Extensión Forestal Andino Patagónico (CIEFAP). ⁹Instituto 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. ¹⁰Facultad de Ciencias Agrarias y Forestales - Universidad Nacional de la Plata (UNLP). ¹¹Asentamiento Universitario San Martín de los Andes - Universidad Nacional del Comahue (UNCoMA). ¹²Asentamiento Universitario San Martín de los Andes - Universidad Nacional del Comahue (UNCoMA), Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET). ¹³Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria (INTA). ¹⁴Instituto de Investigaciones en Biodiversidad y Medioambiente (INIBIOMA), Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET). ¹⁵Unidad de Genética Ecológica y Mejoramiento Forestal, Estación Experimental Agropecuaria Barilloche, Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria (INTA). ¹⁶Centro 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

***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

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

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.

(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).

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

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 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.

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 descritas. 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 gramínea (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 microphylla* (Tortorelli, 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 m³/ha a un turno de máxima producción continua de 63 años con un incremento promedio de 7 m³/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).

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.

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

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

***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° 35' hasta los 55° 30' latitud sur, ocupando aproximadamente 5 millones de hectáreas entre Argentina y Chile. La lenga es un árbol decíduo, 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

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).

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, multiténeos o diseténeos pie a pie o en bosquetes, originados en forma natural por dinámica de

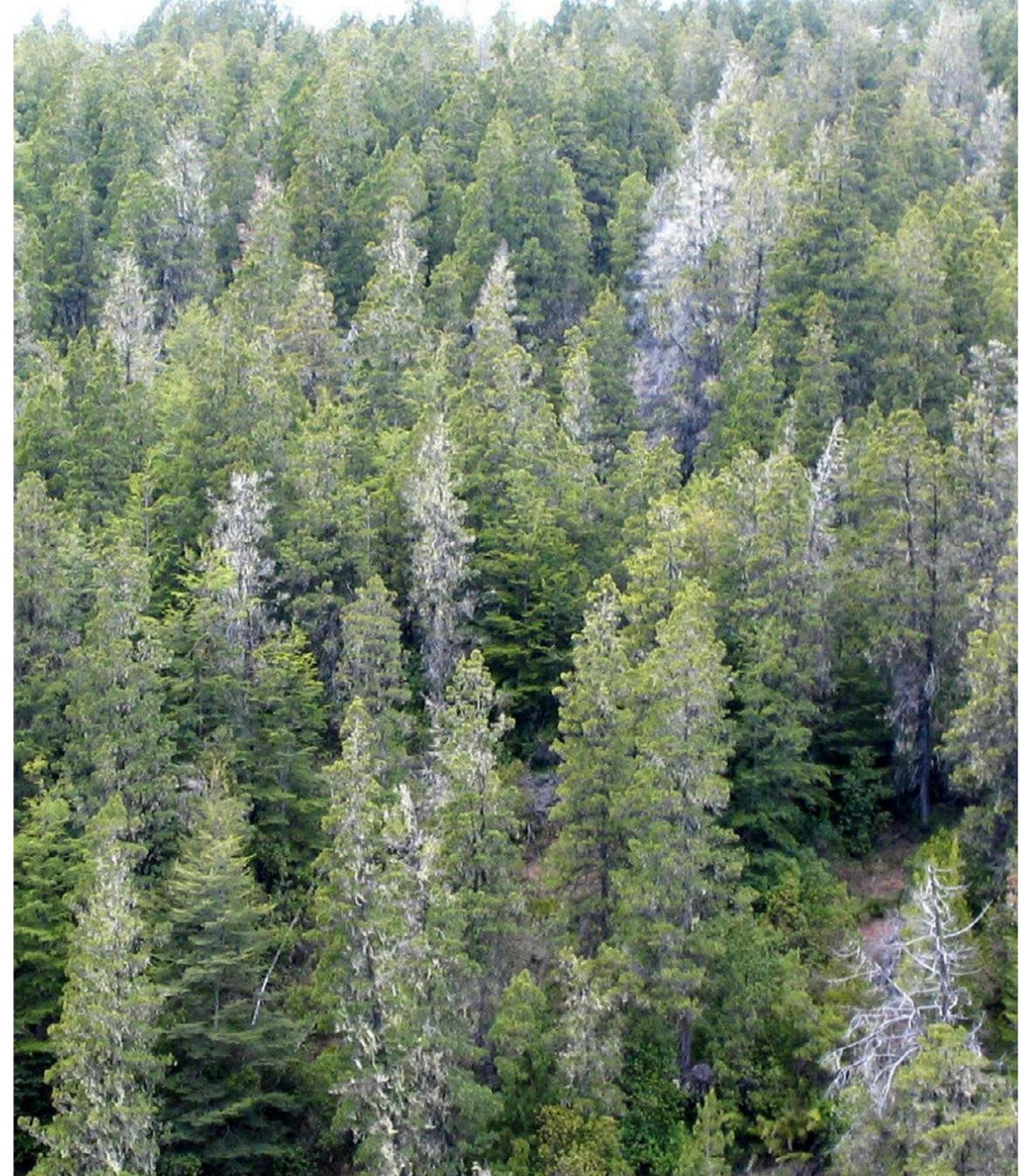


Figura 11.2. Bosque de ciprés en decaimiento con sintomatología aérea del mal del ciprés, árboles muertos en pie e individuos con diferente grado de defoliación de copa. (Foto: M. Amoroso).

claros o *gaps* (fig. 11.3). Cabe destacar que uniformes en grandes extensiones de terreno, bajo condiciones naturales también es posible con mucho menor grado de variabilidad que se originen masas coetáneas o de edades ambientales bajo el dosel.



Figura 11.3. Bosque de lenga maduro en la provincia de Tierra del Fuego. (Foto: G. Martínez 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

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*

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.

glacialis, *Dysopsis glechomoides* y *Acaena ovalifolia* entre las hierbas, *Festuca magellanica*, *Trisetum spicatum*, *Uncinia lechleriana* y *Phleum alpinum* entre los gramíneos, 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, gramíneos 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

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).

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

ecológica (Ramírez *et al.*, 1985; Veblen *et al.*, 1996). En el norte de la Patagonia (Neuquén, Río 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).

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).

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 Cruz. (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).

***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*

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.

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
<i>Libertia sessiliflora</i>	Triqui - triqui	Iridaceae
<i>Buddleja globosa</i>	Pañil	Scrophulariaceae
<i>Acaena pinnatifida</i>	Pimpinela	Rosaceae
<i>Gunnera tinctoria</i>	Nalca	Gunneraceae
<i>Aristolelia chilensis</i>	Maqui	Elaeocarpaceae
<i>Dasyphyllum diacanthoides</i>	Palo santo	Asteraceae
<i>Xanthium spinosum</i>	Cepa caballo	Asteraceae
<i>Corinabutilon ochcenii</i>	Lahuella	Malvaceae
<i>Solanum valdiviense</i>	Natre	Solanaceae
<i>Alstroemeria aurea</i>	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
<i>Acer pseudoplatanus</i>	Acer blanco	Sapindaceae
<i>Alnus glutinosa</i>	Aliso	Betulaceae
<i>Arrhenatherum elatius</i>	Pasto cebolla	Poaceae
<i>Cervus elaphus</i>	Ciervo rojo	Cervidae
<i>Cirsium vulgare</i>	Cardo negro	Asteraceae
<i>Cytisus scoparius</i>	Retama	Fabaceae
<i>Digitalis purpurea</i>	Dedalera	Plantaginaceae
<i>Lupinus polyphyllus</i>	Lupino	Fabaceae
<i>Mustela vison</i>	Visón	Mustelidae
<i>Oryctolagus cuniculus</i>	Conejo	Leporidae
<i>Prunus avium</i>	Cerezo	Rosaceae
<i>Pseudotsuga menziesii</i>	Pino oregón	Pinaceae
<i>Rosa canina</i>	Rosal perruno	Rosaceae
<i>Rosa rubiginosa</i>	Rosa mosqueta	Rosaceae
<i>Sus scrofa</i>	Jabalí	Suidae
<i>Ulex europaeus</i>	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 intensificaron 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 (Rothkugel, 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 m³/ha. En Chubut, la intensidad de las cortas fue menor, en donde el promedio histórico es de 30 m³/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. Martínez 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 Dalmastró, 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 m³, hallándose una extracción promedio anual de 6.335 m³ con su valor máximo en el año 1973 (13.009 m³).

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 apea 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 árboles 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 apea. 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. Martínez Pastur).

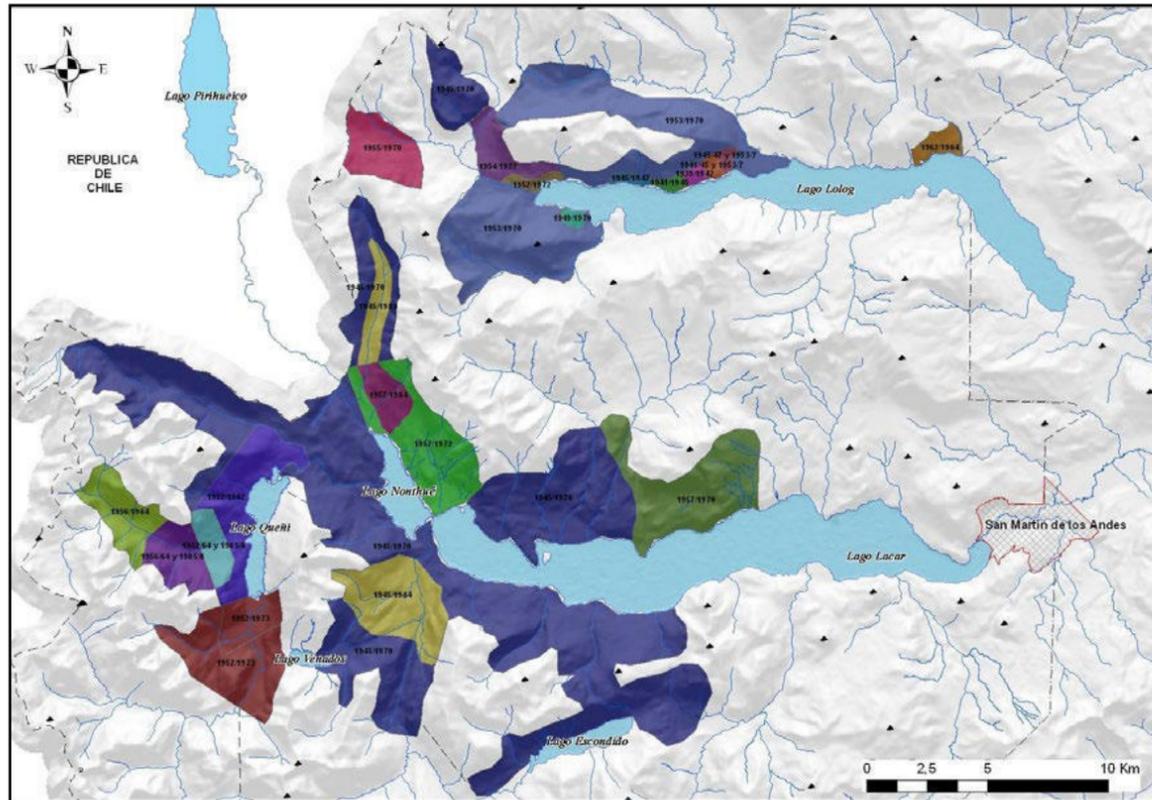


Figura 11.8. Áreas y períodos históricos sometidos a aprovechamiento maderero en las cuencas de los lagos Lácar, Nonthué, Lolog y Queñi en la Reserva Nacional Lanín.

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 Lanín 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 roble 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 Río 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 m²/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

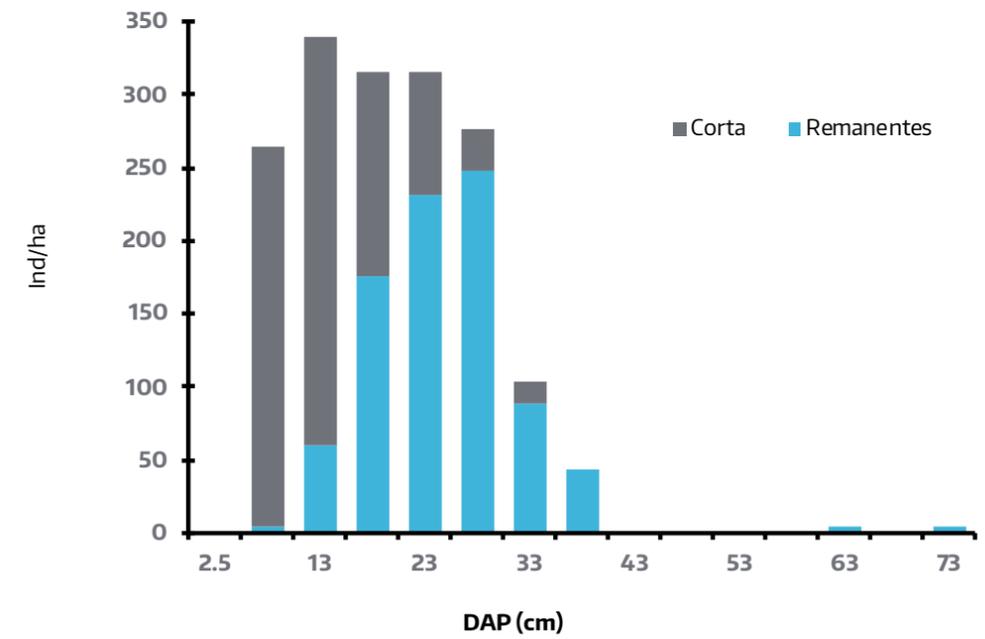


Figura 11.10. Diagrama de frecuencias de cortas de parquizado en un rodal de estructura irregular (izquierda) y su evolución 5 años después (derecha) en la Reserva Forestal El Guadal, Río Negro (Mayol, 1991; Loguercio, 1997b).

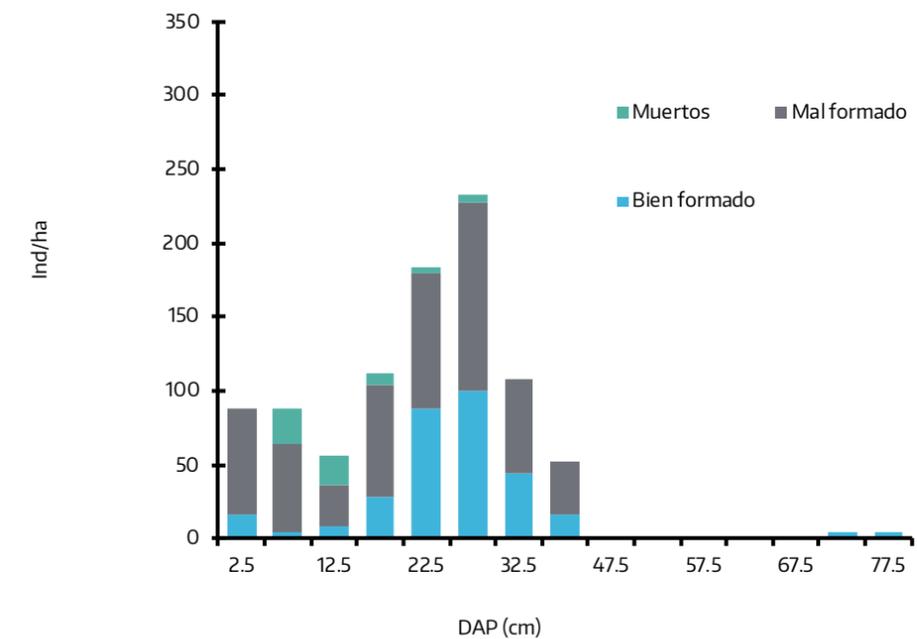


Figura 11.11. Diagrama de frecuencias de cortas de parquizado en un rodal de estructura regular (izquierda) y su evolución 5 años después (derecha) en la Reserva Forestal El Guadal, Río Negro (Mayol, 1991; Loguercio, 1997b).

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 (m²/ha), V: volumen (m³/ha). 5 años después de la corta INC: incorporaciones de individuos/ha; ICA: incremento corriente anual (m³/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 (m²/ha), n: número de parcelas de 4 x 2 m relevadas (Loguercio, 1997b).

Estructura	Renovales por clase de altura (ind/ha)					Total
	AB	n	<10 cm	10-130 cm	> 130 cm	
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

Propuestas silvícolas de manejo

Paralelamente al crecimiento del sector forestal en la región y de la mano de las prácticas silvícolas históricas descritas, 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 Río 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

protección, pero mejorando la capacidad de conservación de los rodales bajo manejo.

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 ($15-30 \text{ m}^2 \cdot \text{ha}^{-1}$) 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 silvícolas 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 ($10-15 \text{ m}^2 \cdot \text{ha}^{-1}$) 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. Martínez 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 m². 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 m². 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 (Kozłowski, 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 m²/ha y volúmenes totales de 600 a 900 m³/ha. Crecen en sitios variables y en los mejores sus crecimientos anuales corrientes pueden superar los 10 m³/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 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 promedio para la región (Peri *et al.*, 2009a).

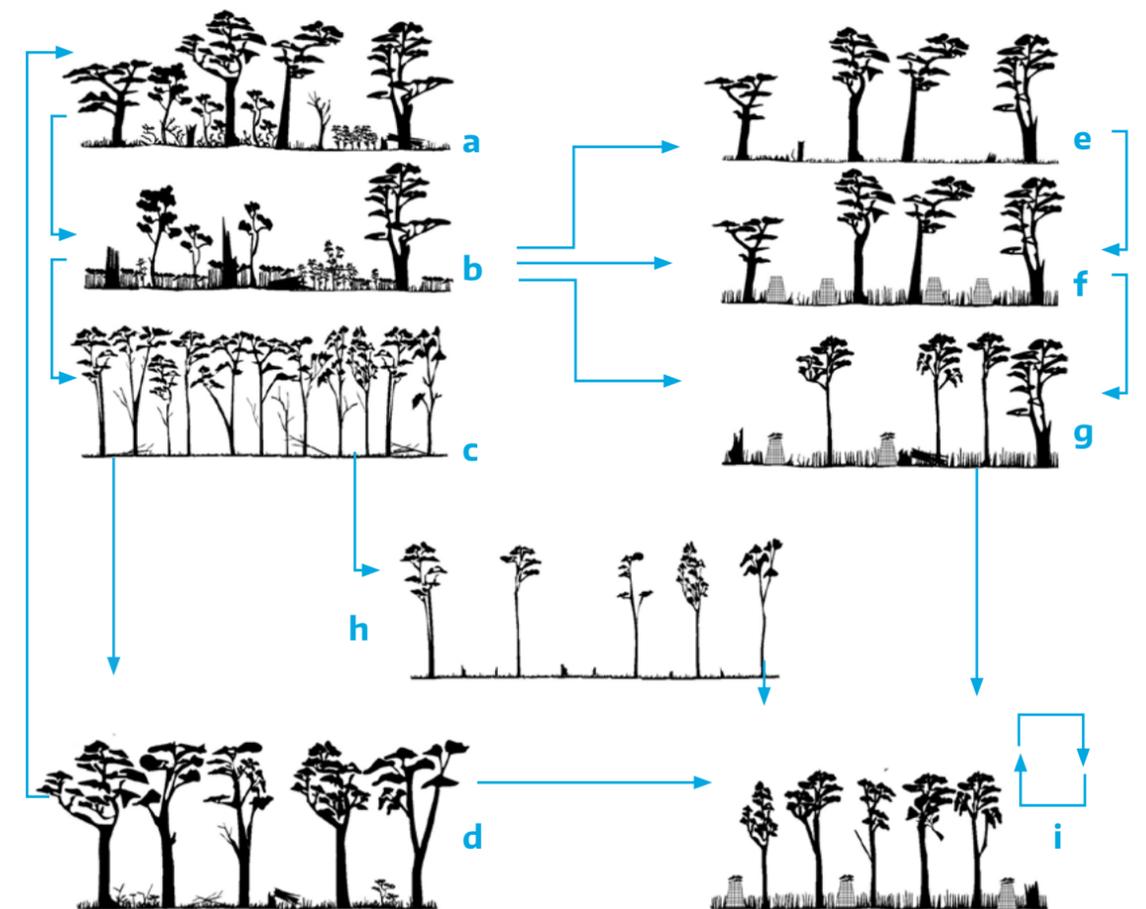


Figura 11.16. Propuesta de manejo silvícola para bosques de ñire bajo uso silvopastoril: (A) rodal en fase de desmoronamiento, (B) rodal en fase de desmoronamiento con regeneración avanzada, (C) rodal en fase de crecimiento óptimo, (D) rodal en fase de envejecimiento, (E) rodal manejado con cobertura 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 promedio de 1,1 m³. 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 promedio de 3,1 y 3,9 m³. ha⁻¹ en comparación de los 4,9 m³. 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.

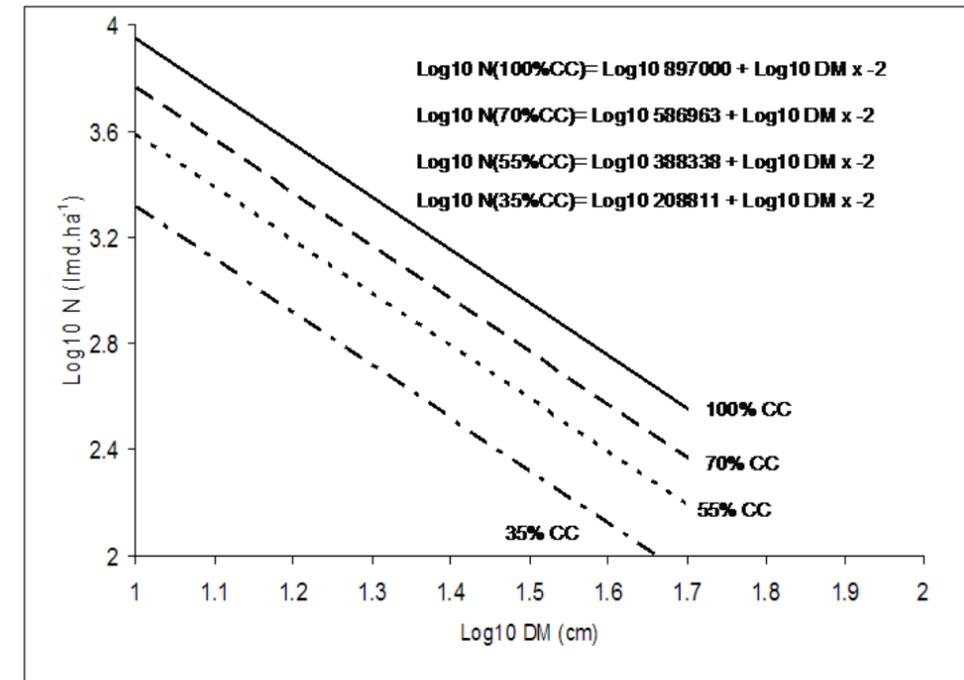


Figura 11.18. Modelos de predicción de la densidad de un bosque de *Nothofagus antarctica*, de acuerdo al diámetro medio y a diferentes coberturas de copa (35, 55, 70, 100%). N: densidad; DM: diámetro medio; y CC: cobertura de copas.

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. Martínez 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 volúmenes

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 homogeneización 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 evita estos daños para no generar impactos sobre los animales (fig 11.21).



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

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 m²/ha a 10-15 m²/ha en bosques de lenga en los primeros cinco años luego del aprovechamiento (Martínez Pastur *et al.*, 2017).

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% (Martínez 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. nitida* - 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 floeos 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 floeos 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 dependiendo 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 interceptación 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 sombreado 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 °C en invierno, y de 14 °C 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

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.

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.

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), *Pygarrichas 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 soto-bosque, principalmente el arbustivo y las cañas, amenaza particularmente a aquellas especies que requieren del mismo para su alimentación o nidificación, por ejemplo, *Sclerorchus rubecula* (chucaco), *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* (chucaco). 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).

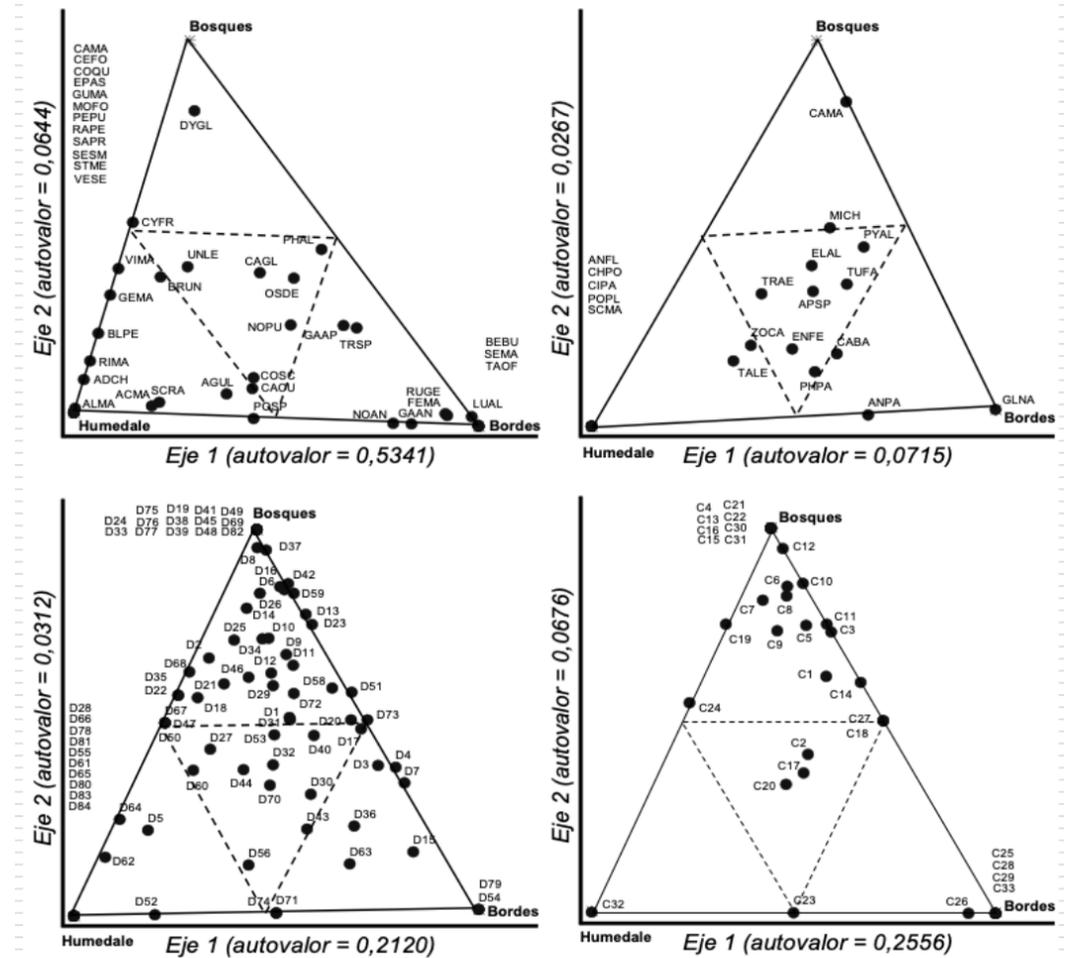


Figura 11.22. Relación entre las especies de plantas vasculares, aves, dípteros y coleópteros con los bosques productivos (bosques) de lenga de Tierra del Fuego y sus ambientes boscosos asociados (bordes y humedales), obtenidas a través de análisis de correspondencia sin tendencia (DCA). Los códigos 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 sombreado, 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 gramínicos 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 pudu* (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 biodiversidad 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 insertan, 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 incrementándolos 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 *Cyttaria* 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 rugosidad 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 áreas 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 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

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

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 sostenibilidad 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.

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 descritos. 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 *Phytophthora* 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 (Martínez 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 herbivoría (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 (Martínez 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 silvícolas 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 micorrízicos (Hewitt *et al.*, 2019), o (iii) sirviendo para localizar sus

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

guardias 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).

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 descritas 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 mecanizados antes descritos 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 localmente como mal del ciprés representa, junto con el fuego y la

herbivoría, uno de los disturbios más importante en los bosques méxicos 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 méxicos 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 individuos 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 m² (Veblen y Lorenz, 1988; Gobbi, 1999), pudiendo ser más grandes para coihue hacia el oeste, donde la precipitación es mayor. En sitios méxicos 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 méxicos (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 m², iniciando donde se presente regeneración avanzada, e ir ampliando paulatinamente los mismos hasta 700-1000 m², 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 m² 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 andenophylla*) como sustituto 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*, *Chilotrimum 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

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

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 perfumística. 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).

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 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°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 méxicos 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 méxicos (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 disponible, 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, extendiendo su aplicación a los diferentes ambientes donde crecen los ñiriantales. 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 m³. ha⁻¹ en bosques de lenga de calidad de sitio media, dejando de lado más de 200 m³. 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 silvícola 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 multi-propósitos. 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 transporte 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

El factor genético en la regeneración asistida

Mario J. Pastorino

Unidad de Genética Ecológica y Mejoramiento Forestal, Estación Experimental, Agropecuaria Barilloche, Instituto Nacional de Tecnología 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

(Reis *et al.*, 2014). En este sentido, los estudios genéticos con el Pewén no se contraponen a 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 3

Silvicultura adaptativa aplicada a los bosques de ciprés de la cordillera

Gabriel Loguercio¹, María F. Urretavizcaya²

¹Centro de Investigación y Extensión Forestal Andino Patagónico (CIEFAP); ²Centro de Investigación y Extensión Forestal Andino Patagónico (CIEFAP), Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET).

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 con marcadores 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".

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 descritos, con intervenciones de intensidad baja a media (15-20% en volumen), presentaron una producción de 50 m³ ha⁻¹ de madera rolliza y postes, y de 10 a 20 m³ ha⁻¹ de leña. Los crecimientos post intervención alcanzaron 4 a 8 m³.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 m³ 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.

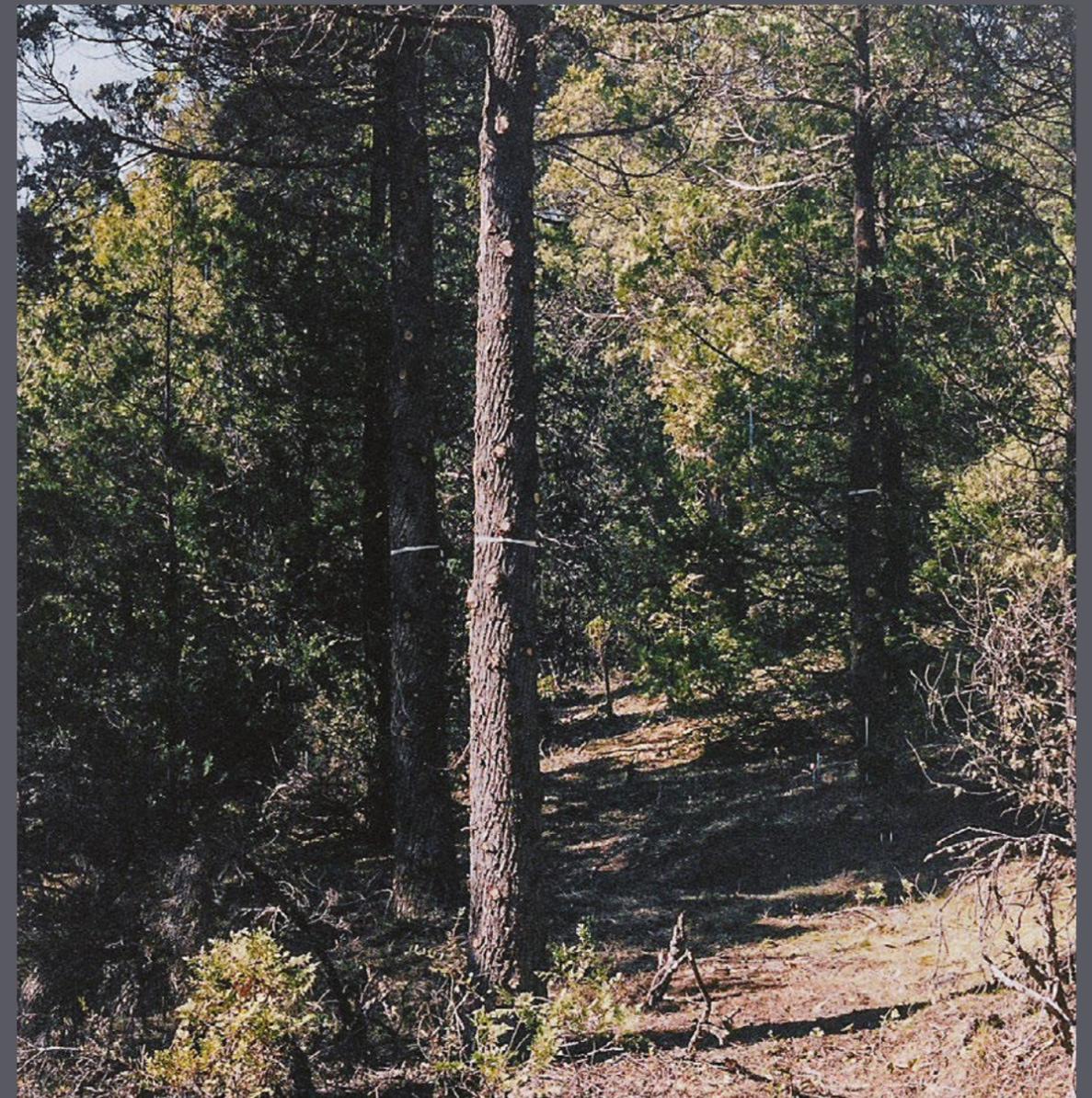


Figura 11.29. Individuo de *A. chilensis* podado y sin competencia lateral. (Foto: Gabriel Loguercio, Maria F. Urretavizcaya).

CUADRO 4

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 sistemas 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 micorrízicos 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/o 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 sistemas agroforestales patagónicos están totalmente interconectadas y son co-dependientes entre sí. 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 impactarán 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 Barilloche, 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 raulí 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 Lanín). 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.

Azpilicueta, 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 genéticas 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 Lengua (*Nothofagus pumilio* (Poepp. et Endl. Krasser) en Bosques Manejados en el Sector Argentino de Tierra del Fuego. *Publicación Técnica* N° 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., Martínez 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. Journal 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 Ciências 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 tools 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., Martínez 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 Denmark. 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. Parodiaria 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.

Constantino, 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-dasonómicas 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: INTA EEA Bariloche.

Deferrari, G., Camillion, 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., Breitenbücher, 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 genressourcen. (Uso y conservación de los recursos genéticos forestales patagónicos. Proyecto 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 in managing 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-Dolhartz, 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., Löhmus, 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 ecología 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 antarctica*. 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., Martínez 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 deciduous 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. Forest 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.

Kozłowski, 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. E.J., 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 Ladvoat, 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., Villarreal, 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., Löhmus, 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 Oregon 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 Lengua (*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 the threatened 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, Fjorland 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, P.L., 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.

Martínez Pastur, G., Soler, R., Ivancich, 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.

Martínez 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. Univerisad 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, K.J., 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., Martín, 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., Martín, 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-Pedreras, 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., McQuillan, 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., Muñoz 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 silvopastorales 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 Mascaridi, 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.

Núñez, 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 Magister, 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, L.A., 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 Biogeography* 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., Ecclesia, 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., Martínez 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 Zegueros, 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., Martínez 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 Martín, 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., Filippin, 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 N°69*. 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., Molaes, 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 Lengua 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 Ecología Forestal*, INTA EEA Bariloche, pp. 74.

Rusch, V., Sarasola, M., Laclau, P., 2000. *Sustentabilidad Económica 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 firantales 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 diversity of 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.

Szymański, 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 after 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 Konijnenburg, E., 1990a. Los bosques de ciprés en la provincia de Río Negro. Manejo Forestal. *Dendron* II.

van Konijnenburg, 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