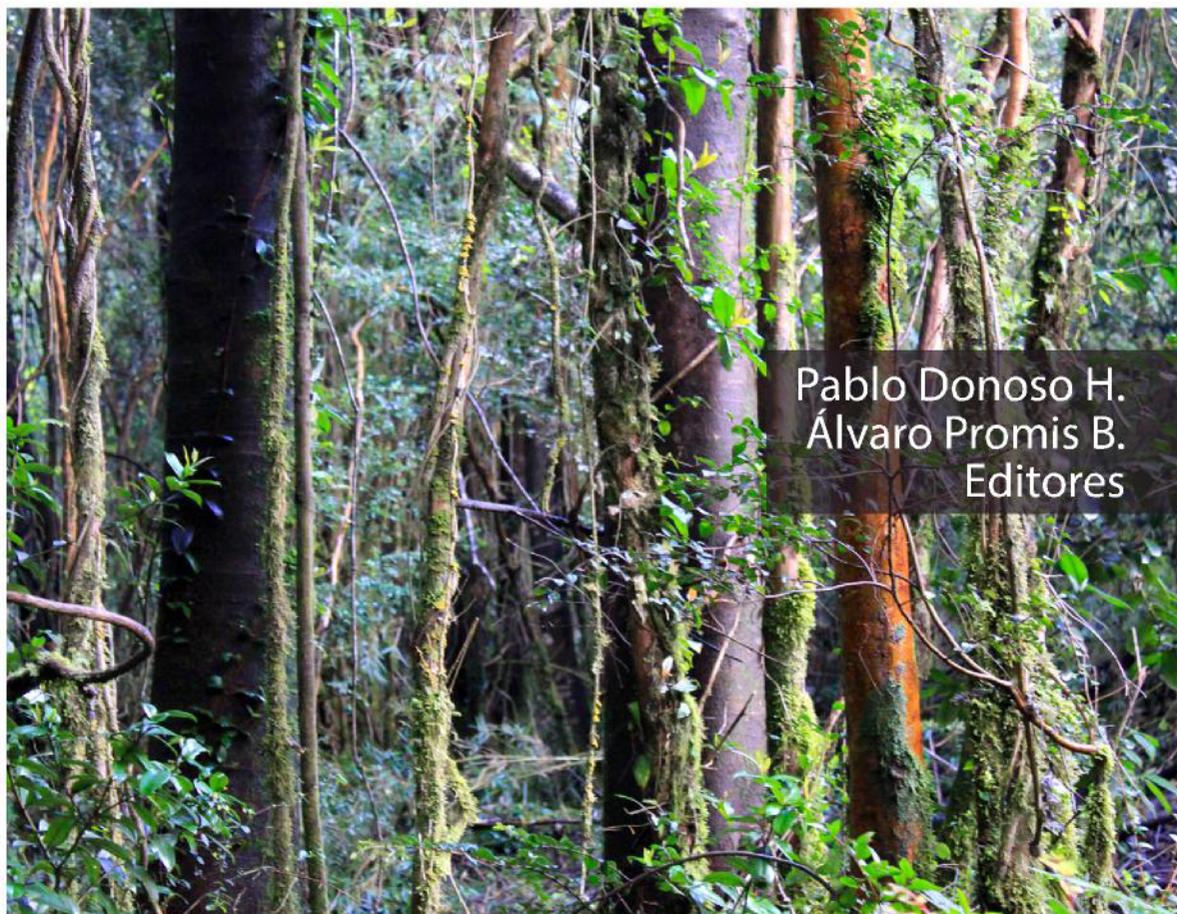


Silvicultura en Bosques Nativos

Avances en la investigación
en Chile, Argentina y Nueva Zelandia

Pablo Donoso H.
Álvaro Promis B.
Editores

Estudios en Silvicultura de Bosques Nativos Vol. 1



SILVICULTURA EN BOSQUES NATIVOS

AVANCES EN LA INVESTIGACIÓN EN
CHILE, ARGENTINA Y NUEVA ZELANDIA

PABLO DONOSO H. – ÁLVARO PROMIS B.
EDITORES

Primera Edición 2013

© PABLO DONOSO H. Y ÁLVARO PROMIS B.

Diseño Portada: Vicente Donoso R.

Diagramación: María E. Ramírez R.

Edición a cargo de:

Marisa Cuneo Ediciones

Fono: 56-63 2212323 Valdivia, Chile

RESERVADOS TODOS LOS DERECHOS

Impreso en Chile / Printed in Chile

Registro de Propiedad Intelectual N° 235.671

ISBN: 978-956-7173-32-7

CONTENIDOS

	Pág.
Colaboradores	5
Parte 1	9
1 Introducción	
Pablo Donoso H. y Álvaro Promis B.	11
Parte 2 Investigaciones en silvicultura de bosques nativos en Chile	17
2 Propuesta silvicultural para el manejo sustentable con fines industriales en bosques naturales con quillay (<i>Quillaja saponaria</i>) en Chile central	
Gustavo Cruz	19
3 Propagación y cultivo de plantas de <i>Nothofagus</i> mediterráneos característicos del bosque Maulino como herramientas de la restauración o la repoblación forestal	
Rómulo Santelices, Ángel Cabello y Rafael Navarro-Cerrillo	38
4 Necesidades, opciones y futuro del manejo multietáneo en el centro-sur de Chile	
Pablo Donoso H.	55
5 Aspectos de la ecología de la regeneración de <i>Nothofagus betuloides</i> para una propuesta de manejo forestal sustentable en bosques patagónicos	
Álvaro Promis B.	86
Parte 3 Biometría y herramientas de gestión para la silvicultura en Chile	107
6 Biometría de los bosques naturales de Chile: estado del arte	
Christian Salas y Pedro Real	109

7 Diagramas de manejo de la densidad: una herramienta de gestión silvícola	
Celso Navarro y Julio Pinares	152
Parte 4 Experiencias en silvicultura de bosques de Nothofagus en Argentina y Nueva Zelandia	169
8 La producción forestal y la conservación de la biodiversidad en los bosques de Nothofagus en Tierra del Fuego y Patagonia Sur	
Guillermo Martínez Pastur, Pablo L. Peri, María V. Lencinas, Juan M. Cellini, Marcelo D. Barrera, Rosina Soler Esteban, Horacio Ivancich, Luciana Mestre, Alicia S. Moretto, Christopher B. Anderson y Fernando Pulido	171
9 Desarrollo de sistemas de manejo para producción de madera en bosques de Nothofagus de Nueva Zelandia	
Robert B. Allen, Ian A. Dickie, Tomás A. Easdale, Jennifer M. Hurst y Susan K. Wisser	198
Parte 5 Conclusiones	221
10 Conclusiones: Síntesis y Desafíos para el desarrollo de la Silvicultura de los Bosques Nativos de Chile	
Pablo Donoso H. y Álvaro Promis B.	223

COLABORADORES

Allen, Robert B.
Landcare Research, P.O. Box 40, Lincoln 7640, Nueva Zelandia
allenr@landcareresearch.co.nz

Anderson, Christopher B.
CADIC CONICET, Tierra del Fuego, Argentina.
CADIC, Houssay 200 (9410) Ushuaia, Tierra del Fuego, Argentina

Barrera, Marcelo D.
LISEA UNLP, La Plata, Argentina

Cabello, Ángel
Jardín Botánico Chagual, Santiago, Chile

Cellini, Juan M.
LISEA UNLP, La Plata, Argentina

Cruz, Gustavo
Laboratorio de Ecología y Manejo de la Vegetación, Departamento de Silvicultura y Conservación de la Naturaleza, Facultad de Ciencias Forestales y de la Conservación de la Naturaleza, Universidad de Chile, Santa Rosa 11315, La Pintana, Santiago, Chile
gcruz@uchile.cl

Dickie, Ian A.
Landcare Research, P.O. Box 40, Lincoln 7640, Nueva Zelandia

Donoso, Pablo
Instituto de Silvicultura, Facultad de Ciencias Forestales y Recursos Naturales, Universidad Austral de Chile, Valdivia, Chile
pdonoso@uach.cl

Easdale, Tomás A.
Landcare Research, P.O. Box 40, Lincoln 7640, Nueva Zelandia

Hurst, Jennifer M.
Landcare Research, P.O. Box 40, Lincoln 7640, Nueva Zelandia
School of Forestry, University of Canterbury, Nueva Zelandia

Ivancich, Horacio
CADIC CONICET, Tierra del Fuego, Argentina.
CADIC, Houssay 200 (9410) Ushuaia, Tierra del Fuego, Argentina

Lencinas, María V.
CADIC CONICET, Tierra del Fuego, Argentina.
CADIC, Houssay 200 (9410) Ushuaia, Tierra del Fuego, Argentina

Martínez Pastur, Guillermo
CADIC CONICET, Tierra del Fuego, Argentina.
CADIC, Houssay 200 (9410) Ushuaia, Tierra del Fuego, Argentina
gpastur@conicet.gov.ar

Mestre, Luciana
CADIC CONICET, Tierra del Fuego, Argentina.
CADIC, Houssay 200 (9410) Ushuaia, Tierra del Fuego, Argentina

Moretto, Alicia S.
CADIC CONICET, Tierra del Fuego, Argentina.
CADIC, Houssay 200 (9410) Ushuaia, Tierra del Fuego, Argentina

Navarro, Celso O.
Escuela de Ciencias Forestales, Facultad de Recursos Naturales, Universidad Católica
de Temuco, Temuco, Chile
cnavarro@uct.cl

Navarro-Cerrillo, Rafael
Departamento de Ingeniería Forestal, Facultad de Agronomía y Montes, Universidad
de Córdoba, Córdoba, España

Peri, Pablo L.
INTA UNPA CONICET, Santa Cruz, Argentina

Pinares, Julio.
Escuela de Ciencias Forestales, Facultad de Recursos Naturales, Universidad Católica
de Temuco, Temuco, Chile

Promis, Álvaro
Laboratorio de Ecología y Manejo de la Vegetación, Departamento de Silvicultura y
Conservación de la Naturaleza, Facultad de Ciencias Forestales y de la Conservación
de la Naturaleza, Universidad de Chile, Santa Rosa 11315, La Pintana, Santiago, Chile
alvaro.promis@gmail.com

Pulido, Fernando
Universidad de Extremadura, Plasencia, España

Real, Pedro
Departamento de Manejo de Bosques y Medio Ambiente, Universidad de Concepción,
Concepción, Chile

Salas, Christian
Laboratorio de Análisis Cuantitativo de Recursos Naturales, Departamento de Ciencias
Forestales, Universidad de La Frontera, Temuco, Chile
christian.salas@ufrontera.cl

Santelices, Rómulo
Departamento de Ciencias Forestales y Centro de Desarrollo para el Secano Interior,
Facultad de Ciencias Agrarias y Forestales, Universidad Católica del Maule, casilla
617, Talca, Chile
rsanteli@ucm.cl

Soler, Rosina
CADIC CONICET, Tierra del Fuego, Argentina.
CADIC, Houssay 200 (9410) Ushuaia, Tierra del Fuego, Argentina

Wiser, Susan K.
Landcare Research, P.O. Box 40, Lincoln 7640, Nueva Zelanda

PARTE 1

INTRODUCCIÓN

Capítulo 1

Introducción

Introduction

PABLO DONOSO H. Y ÁLVARO PROMIS B.

Los bosques nativos de Chile son de gran diversidad y altamente productivos. Sin embargo, a pesar de todo ello, en la actualidad en Chile en la mayoría de los bosques nativos no se aplica silvicultura sino que sólo extracción selectiva de los árboles más valiosos o cortas descontroladas para producción de leña, ambas prácticas mediante lo que en Chile se conoce como floreo, o sacar lo mejor. Se estima que tan sólo una mínima proporción de la superficie anual intervenida se hace mediante silvicultura (Donoso y Lara 1999), es decir a través de intervenciones basadas en la ecología de las especies y la dinámica del bosque que privilegian las especies mejor adaptadas al lugar desde un punto de vista económico y biológico, buscando el mejor ajuste entre los propósitos de manejo del propietario y las limitaciones naturales impuestas por el sitio. Esta situación ha llevado a que especialmente los bosques nativos del centro sur de Chile se encuentren mayoritariamente degradados y conduce a que nos hagamos la pregunta de por qué si las ciencias forestales se enseñan desde hace casi 60 años en Chile, el estado de conservación de los bosques nativos sigue deteriorándose. Donoso y Lara (1999) identifican, en el capítulo de síntesis y conclusiones del libro “Silvicultura de los Bosques Nativos de Chile”, una serie de “obstáculos a la implementación de una silvicultura adecuada para los bosques nativos”:

- a) falta de una política forestal para el manejo sustentable
- b) criterios de corto plazo orientados a maximizar utilidades en una primera intervención
- c) sistema inadecuado asociado a la formulación, ejecución y control de los planes de manejo.

Si bien estas tres razones aún están vigentes (la nueva ley de fomento y recuperación del bosque nativo del 2008 es sólo parte de la solución), creemos que hay tres obstáculos adicionales para avanzar en la silvicultura de los bosques nativos en Chile:

- d) falta de claridad conceptual acerca de la silvicultura entre muchos profesionales forestales que intervienen los bosques nativos sin necesariamente entender

de silvicultura. Aquí nos parece relevante señalar que no todos los forestales son silvicultores, así como no todos los médicos son pediatras, psiquiatras, ginecólogos, etc.

- e) falta de conexión entre la investigación en silvicultura de bosques nativos y los usuarios
- f) creciente escasez de profesionales interesados en estudiar e investigar en silvicultura
- g) escasos fondos concursables para postular proyectos en silvicultura.

Creemos que poco se ha avanzado en Chile en los obstáculos a, b y c. Avanzar en los puntos d y e depende mucho de la fuerza y voluntad que tengamos los profesionales que nos dedicamos a la silvicultura de los bosques nativos, y este libro va en esa dirección. De hecho con este libro queremos entregar conceptos y experiencias prácticas sobre silvicultura complementarios a aquellos señalados en el libro de *Silvicultura de los Bosques Nativos* editado por Donoso y Lara (1999). Además queremos hacer más accesible la información a los usuarios a través de la distribución digital del libro. Con respecto al punto f, la convocatoria inicial que ha resultado en este libro tuvo, entre otros, el objetivo de incrementar la colaboración entre investigadores en silvicultura y convocar a más investigadores, especialmente jóvenes, a involucrarse en la investigación en silvicultura. Con respecto a este último punto, la tendencia de los últimos años muestra que tratándose de bosques, hoy parecen como más atractivos que la silvicultura aspectos relacionados con ecología, biodiversidad y cambio climático, entre otros. Mientras se avanza mucho en estas disciplinas, los bosques, es decir los sistemas que sustentan a las especies, su diversidad y que ayudan a mitigar el cambio climático, se continúan destruyendo. Si bien asociado a la degradación de bosques nativos hay muchos factores sociales y económicos, la silvicultura tiene un importante rol que jugar en la conservación de éstos, y esperamos que la sociedad, así como potenciales investigadores y consultores, crecientemente visualicen esta situación.

Hay un punto mencionado arriba que también puede ser causa explicativa de por qué no hay más profesionales estudiando silvicultura, y ese punto es el relativo a los fondos para investigación en silvicultura. Donoso y Otero (2005) proveen un análisis del estado del financiamiento a las investigaciones en silvicultura de bosques nativos en Chile que refleja que hasta la fecha del artículo eran muy pocos los recursos para este fin. Sin embargo, la promulgación de la ley 20.283 el año 2008 sobre recuperación del bosque nativo y fomento forestal generó expectativas para que esta situación mejorara debido a que la ley contempla un Fondo de Investigación en Bosque Nativo. Este Fondo asigna un monto anual para financiar proyectos de investigación que sean funcionales a los objetivos de la ley (silvicultura para productos maderables, no maderables y preservación de especies y ecosistemas

vulnerables). Con este fondo se esperaba que la investigación en silvicultura de los bosques nativos aumentaría, debido sobre todo a que uno de los objetivos de la ley es el de asegurar la sustentabilidad forestal. Después de los tres primeros llamados de este concurso, sólo una o dos líneas de investigación (entre un total de 8 a 10) han tenido relación directa con el desarrollo de métodos y técnicas de manejo para fines de producción de madera en bosques nativos (cuadro 1). Del total de proyectos de investigación presentados a postulación por fondos, el 28, 31 y 17% de ellos han sido dirigidos a estas dos líneas de investigación en cada año respectivamente. En promedio, cerca de una tercera parte del financiamiento ha sido destinado a estas líneas, de las cuáles sólo la línea 1 ha sido exclusiva para la silvicultura con fines de producción maderera. Es decir, el financiamiento para la investigación en silvicultura de bosques nativos con fines de producción maderera, que es un eje fundamental para que Chile consolide un subsector forestal basado en el manejo sustentable de los bosques nativos, pilar fundamental para la conservación de los bosques nativos, ha sido bajo.

Cuadro 1. Líneas de investigación con relación directa al desarrollo de métodos y técnicas de manejo para fines de producción de madera y/o productos no madereros en bosques nativos, por concurso del Fondo de Investigación del Bosque Nativo.	
Concurso	Líneas de investigación
Año 1 (2010)	Elaborar una tipología y definir métodos sustentables de intervención y regeneración para los bosques nativos y formaciones xerofíticas Definir métodos y técnicas de manejo ambientalmente sustentables y socialmente apropiables para la producción no maderera de fibras, frutos, hongos, plantas medicinales y follaje.
Año 2 (2011)	Definir métodos sustentables de cosecha-regeneración y cortas intermedias para bosques nativos de los tipos forestales Roble-Raulí-Coigüe, Coigüe-Raulí-Tepa y Lengua y su incidencia en la eventual pérdida de suelos o pérdida de diversidad biológica Definir métodos y técnicas de manejo ambientalmente sustentables, socialmente apropiables y económicamente viables para fines de producción maderera y/o producción de productos no madereros.
Año 3 (2012)	Definir métodos sustentables de cosecha-regeneración para bosques nativos de los tipos forestales Roble-Raulí-Coigüe, Coigüe-Raulí-Tepa y Roble-Hualo. Definir métodos y técnicas de manejo para bosque nativo, ambientalmente sustentables, para fines de producción no maderera

Introducción

Estas son tareas que nos competen y nos motivan. Por eso un grupo de científicos vinculados a la silvicultura de los bosques nativos tomamos la decisión de reunirnos en la primavera del año 2011 en el I Coloquio de Silvicultura de los Bosques Nativos, con el fin de:

- a) Presentar los avances de las investigaciones en bosques nativos de Chile, tanto en la modalidad de estudios específicos de campo como de revisiones sobre temas amplios y conceptuales.
- b) Potenciar oportunidades de cooperación entre investigadores en silvicultura de bosques nativos en Chile y Argentina.
- c) Evaluar estrategias para tener mayor influencia de nuestras investigaciones en la silvicultura práctica de los bosques nativos en Chile.
- d) Iniciar una Serie periódica (2 ó 3 años) de libros sobre investigaciones en Silvicultura de Bosques Nativos en el Cono Sur.

Este libro es entonces el resultado final de la iniciativa mencionada. Los capítulos en este libro están divididos en tres secciones. La primera sección corresponde a investigaciones en silvicultura que se ha estado llevando a cabo en Chile. Estos capítulos están distribuidos de acuerdo a su zona de impacto, desde la zona centro hasta la zona austral del país. En esta primera sección los capítulos están liderados por los investigadores Gustavo Cruz (Universidad de Chile), Rómulo Santelices (Universidad Católica del Maule), Pablo Donoso (Universidad Austral de Chile) y Alvaro Promis (Universidad de Chile). En la segunda sección se presentan aspectos relativos a la biometría y herramientas de gestión para la silvicultura en Chile, los que son liderados por Christian Salas (Universidad de la Frontera) y Celso Navarro (Universidad Católica de Temuco). En la tercera sección se documentan experiencias en silvicultura de bosques de *Nothofagus* en Argentina y Nueva Zelandia, los que fueron liderados por Guillermo Martínez-Pastur (CADIC CONICET, Argentina) y Robert Allen (Landcare Research, en Nueva Zelandia).

Finalmente en el capítulo de conclusiones, se presentan los desafíos que fueron planteados por los autores y participantes en el I Coloquio de Silvicultura de los Bosques Nativos de Chile y que permiten esbozar la tendencia de desarrollo para los próximos años.

Nuestro fin último es realzar la importancia de fortalecer la ciencia de la silvicultura de bosques nativos como clave para la conservación de los bosques nativos en Chile, es decir, que bosques bien manejados, a través de la silvicultura con adecuadas bases científicas y adaptada a las demandas del medio y los cambios ambientales (manejo adaptativo), constituyen un hábitat favorable para la conservación de especies y

ecosistemas en una matriz que también debe incluir bosques no manejados y otros usos del suelo, especialmente donde las poblaciones humanas hacen un uso diverso de los recursos forestales. Esperamos que este libro contribuya al logro de ese fin.

REFERENCIAS

- Donoso C, A Lara (Eds.). 1999. Silvicultura de los bosques nativos de Chile. Editorial Universitaria, Santiago, Chile. 421 p.
- Donoso P, L A Otero. 2005. Hacia una definición de país forestal: ¿Dónde se sitúa Chile? Bosque 26(3): 5-18.

PARTE 2

INVESTIGACIONES EN SILVICULTURA DE BOSQUES NATIVOS EN CHILE

Capítulo 2

Propuesta silvicultural para el manejo sustentable con fines industriales en bosques naturales con quillay (*Quillaja saponaria*) en Chile central

*Silviculture treatments for the sustainable management of natural forests of quillay (*Quillaja saponaria*), for industrial uses in central Chile*

GUSTAVO CRUZ

RESUMEN

Se describe un esquema de manejo silvicultural de monte bajo o monte medio para la producción industrial de extractos de saponina de *Quillaja saponaria*, árbol siempreverde nativo del bosque esclerófilo de la zona mediterránea de Chile. El esquema aprovecha la estructura actual y el estado de conservación de los bosques naturales con quillay y la capacidad de retoñación de la especie. Consiste en una corta de mejoramiento con raleos y podas de formación a los rebrotes de tocón (cepas). También incluye la corta de una proporción de individuos de grandes dimensiones, seniles y con problemas sanitarios, de manera de provocar su rebrote y el posterior manejo de éstos. Además, considera la retención de una proporción de individuos de quillay con fines de: regeneración, mantención del paisaje y biodiversidad, refugio para fauna y ganado doméstico. Considera también el enriquecimiento con plantas de quillay y de otras especies esclerófilas, con el objeto de aumentar la cobertura y la biomasa del bosque. Este esquema silvícola, a diferencia del uso tradicional que aprovechaba sólo la corteza del árbol, permite: utilizar el material leñoso de fustes y ramas de pequeñas dimensiones; aumentar el crecimiento en biomasa comercial y acortar el período entre cosechas. Su aplicación mejora el potencial productivo del bosque, reduce la presión de uso sobre éste, genera un retorno económico en un menor plazo, compatibiliza el aprovechamiento industrial con otros usos tradicionales y/o no maderables del bosque y contribuye a la conservación del bosque nativo de Chile central.

Palabras clave: Silvicultura monte bajo, biomasa, saponina, región mediterránea, Chile.

SUMMARY

A silvicultural management regimes of coppice or coppice with standard for industrial production of saponin extracts from *Quillaja saponaria* Mol. (Chilean Soapbark tree) - an evergreen native tree of the sclerophyll native forests of the Mediterranean area of Chile - was proposed. The silvicultural management takes advantage of current structure and state of conservation of natural forests and the sprout ability of quillay. It consists of an improvement cutting with thinning and pruning of sprouts. It also includes the cutting of a proportion of large individuals, senile and health problems, to induce its sprouting, and the subsequent management of these. Also, consider retaining a proportion of individuals of quillay for: regeneration, maintenance of landscape and biodiversity, shelter for wildlife and livestock. It also considers enrichment with the quillay plants and / or other sclerophyllous species in order to increase the coverage and forest biomass. This silvicultural management, unlike traditional use of only the bark, allowed to: use woody of stems and branches of small dimensions, increasing the commercial biomass growth and reduces the period between harvests. Its application improves the productive potential of the forest, reduces the pressure of use on it, generating an economic return in a shorter period, allowed combining its industrial use with other traditional uses and / or non-timber forest products and contributes to the conservation of native forest of central Chile.

Key words: coppice, biomass, saponin, mediterranean region, Chile.

2.1 Introducción

El quillay (*Quillaja saponaria* Mol.) es uno de los árboles siempreverde nativos del bosque esclerófilo de mayor potencialidad económica y puede representar una alternativa forestal en algunas áreas del secano interior y de la precordillera de Chile central. Esta especie se distribuye desde la zona semiárida hasta la zona mediterránea subhúmeda del país. En Chile, las formaciones esclerófilas dominadas por quillay alcanzan las 230.605 ha, y están representadas principalmente por matorrales (61 %). Las formaciones arbóreas sólo abarcan 86.470 ha (38 %) de la superficie total y corresponden mayoritariamente a bosques secundarios originados en forma vegetativa por rebrotes de tocón (CONAF *et al.* 1999). Se estima que las plantaciones sobrevivientes de la especie alcanzan en total unas 500 ha (Cruz y Palma 1999, Cruz *et al.* 2000, Cruz *et al.* 2009).

El quillay se ha utilizado tradicionalmente como combustible, en artesanías, como detergente y champú artesanal, para la producción apícola, de hojarasca, para uso silvopastoral, ornamental y medicinal. Sin embargo, su importancia económica radica fundamentalmente en la alta concentración de saponinas en sus tejidos, las cuales tienen una infinidad de usos industriales en alimentación humana y

animal, agricultura, cosmética, detergentes, fotografía, minería, farmacéutica y su aprovechamiento forestal constituye una actividad de relevancia en la zona semiárida y mediterránea de Chile (San Martín y Briones 1999, Cruz *et al.* 2000). A pesar de que todas las partes del árbol contienen saponina (Toral 1983), el aprovechamiento tradicional hasta el año 1996 se restringía a extraer sólo la corteza del árbol, por poseer ésta una mayor concentración de esta sustancia, la cual se exporta desde 1880 a Estados Unidos, Alemania y Japón (San Martín 2000). Dado que la corteza sólo representa el 5 % de la biomasa total del árbol, cada año se perdían o se subutilizaban para carbón cerca de 20.000 toneladas de biomasa. Es así como, este ineficiente uso ha causado un daño ecológico y económico al bosque esclerófilo de Chile central.

En el marco de una investigación financiada por el Fondo de Fomento al Desarrollo Científico y Tecnológico de Chile (FONDEF), en el año 1995, se desarrolló un proceso de producción que utiliza toda la madera del árbol (San Martín y Briones 1999). Desde 1997, este proceso se aplica a escala industrial y ha generado un mercado para la biomasa leñosa del quillay que actualmente asciende a cerca de 6.000 toneladas anuales. Por otro lado, el quillay está siendo utilizado en la producción de mieles monoflorales de exportación, así como también, como árbol urbano y semiurbano, en áreas de recreación, prados y sitios arbolados.

Esta situación junto con generar una alternativa de utilización más eficiente para quillay, planteó un cambio de los esquemas tradicionales de cosecha centrados únicamente en la extracción de la corteza, que consideraban largas rotaciones (50-60 años) para alcanzar un diámetro comercial (>25 cm) para su obtención. En cambio, si el objetivo de producción es biomasa industrial, se puede aplicar un sistema monte bajo o monte medio, adecuado para el tipo de estructura actual que presentan los bosques de quillay, el cual además está avalado por la excelente capacidad de retoñación de la especie. Este esquema silvicultural podría aumentar el crecimiento en biomasa comercial, lo que unido a la posibilidad de utilizar material leñoso de pequeñas dimensiones, acortaría el período entre sucesivas cosechas, haciendo más rentable el uso de la especie.

A continuación se describe un esquema de manejo silvicultural, que a diferencia del uso tradicional que aprovecha sólo la corteza del árbol, permite utilizar todo el material leñoso de fustes y ramas de pequeñas dimensiones proveniente principalmente del raleo y la poda de los bosques naturales de quillay. Con esta nueva forma de manejo sustentable se espera un mejoramiento del potencial productivo del bosque, una disminución de la presión de uso sobre el recurso, la obtención de un retorno económico en un plazo menor para los productores, compatibilizar el uso del bosque con otros usos tradicionales y un incremento y diversificación del recurso forestal de Chile central.

2.2 Ensayos bases para formular la propuesta silvicultural

El desarrollo de este esquema silvicultural se basa en investigaciones iniciadas en 1998, con financiamiento FONDEF, cuyo objeto fue desarrollar el uso sustentable del quillay basado en la utilización de toda la biomasa leñosa del árbol con fines industriales. Estas investigaciones abordan la estimación de la biomasa leñosa (Pulido 2000), el manejo de los bosques naturales dominado por quillay y métodos de establecimiento para plantaciones en secano y bajo riego en la región mediterránea de Chile central (Cruz 2000). Los ensayos realizados en el marco de estas investigaciones, se han mantenido y controlado entre los años 2002 y 2006 mediante convenios entre CONAF región del Libertador General Bernardo O'Higgins y Natural Response S.A. y entre 2007 y 2011 directamente por Natural Response S.A. En el marco de estos ensayos se han realizado una serie de memoria de títulos, informes técnicos, seminarios y charlas, las cuales han servido como base para el desarrollo de este esquema silvicultural.

El área central de los ensayos se ubica en el Predio San Antonio de Nilahue, Comuna de Pumanque, provincia de Colchagua, región del Libertador General Bernardo O'Higgins (figura 1). Este sector corresponde al secano interior y presenta un clima mediterráneo subhúmedo, con una duración del período de aridez de 6 a 7 meses, una temperatura media anual de 14,5 °C y una precipitación media anual de 500 a 700 mm. Los suelos son derivados de materiales graníticos, profundos (80-90 cm), con textura franco arcillosa y una estructura de bloques subangulares medios. Vegetacionalmente se ubican en la formación del Bosque esclerófilo e incluye los

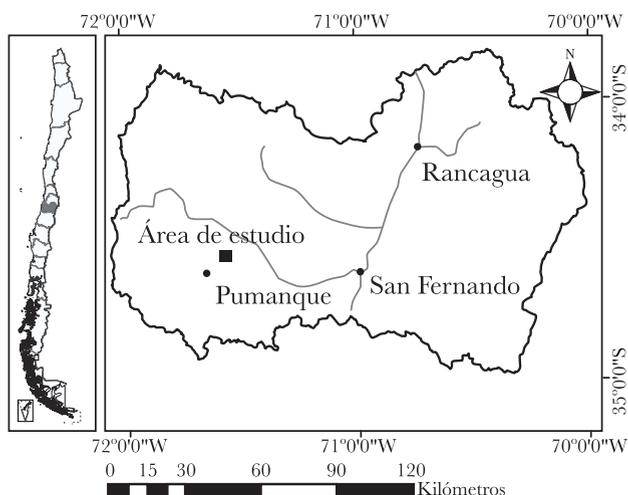


Figura 1. Mapa de ubicación del área central de los ensayos utilizados para diseñar la propuesta silvicultural.

pisos vegetacionales del Bosque esclerófilo mediterráneo costero de *Lithrea caustica* y *Azara integrifolia* y el Bosque esclerófilo mediterráneo interior de *Lithrea caustica* y *Peumus boldus* (Luebert y Pliscoff 2006). El terreno se ha mantenido con pocos arbustos dado que es destinado al pastoreo de ganado ovino.

El rodal estudiado está dominado por quillay, asociado a éste, se presentan ejemplares de espino (*Acacia caven*), boldo (*Peumus boldus*) y maitén (*Maytenus boaria*). El ensayo de 4,2 ha, corresponde a un monte medio intervenido el año 1982, sin un manejo posterior. La mayor parte de las cepas presentaban regeneración de monte bajo producto de esa intervención. También existían algunos individuos originados por monte alto, que no fueron explotados el año 1982, por no presentar las dimensiones y calidades comerciales para la extracción de corteza. La intervención del año 1998, consistió en una corta de mejoramiento, conformada por raleos y podas de formación a los retoños de tocón (cepas), para mejorar la calidad futura del rodal. El ensayo presenta dos tratamientos cuyos criterios de corta fueron los siguientes:

Tratamiento 1. Selección de entre 2 a 3 retoños de mayor vitalidad, tamaño, sanidad y mejor forma de manera de alcanzar el diámetro comercial (>20 cm) para la extracción de corteza en el menor tiempo posible. Se trató en lo posible, de distribuir adecuadamente los retoños remanentes alrededor de la cepa. Este correspondió a la aplicación del método de corta de acuerdo a la normativa técnico-legal vigente para la explotación de corteza de quillay y del tipo forestal esclerófilo.

Tratamiento 2. Selección y extracción de entre 3 a 6 retoños de mayor vitalidad, tamaño, sanidad y mejor forma, con diámetros superiores a 12 cm. Se trató en lo posible, de distribuir adecuadamente los retoños remanentes alrededor de la cepa. Este tratamiento tiene por objetivo producir biomasa leñosa para fines industriales en el menor tiempo posible.

También se cortaron aquellos individuos de grandes dimensiones, seniles y con problemas sanitarios, de manera de provocar un rebrote de tocón. En el año 2001, se realizó el primer clareo/raleo de los retoños originados después de la intervención de 1998, así como también de aquellos originales de mala forma y que alcanzaron las dimensiones comerciales. Además, para realizar un análisis comparativo del crecimiento entre los tratamientos se dejaron cepas sin intervenir como testigos. Estas cortas experimentales se enmarcan en lo estipulado por el artículo 25 del reglamento forestal del D.L 701/74. Posteriormente se realizó un raleo suave en agosto del 2001, donde se extrajo el 21,4 % del área basal del rodal y un clareo a los rebrotes originados en el 1998, que alcanzó un 59 % de la biomasa total de los rebrotes existentes. Este ensayo se ha controlado entre los meses de mayo a julio de cada año, desde 1998 al 2011, con excepción del 2010. Para este año los datos fueron interpolados (Cruz *et al.* 2009, Bravo 2011). En los resultados obtenidos al

aplicar el esquema silvícola no se consideran los tratamientos en forma individual, sino que se analizan los resultados globalmente.

Además, con objeto de estimar el crecimiento en biomasa de los individuos y rodales sometidos a la aplicación de este esquema de manejo, se evaluó en un estudio particular (Núñez 2006), la respuesta en crecimiento de un rodal de quillay después de cuatro años de efectuados distintos tipos de raleo planteados anteriormente. Además, se comparó el crecimiento diamétrico antes y después de la intervención en rebrotes individuales y se relacionó este crecimiento con variables cuantitativas y cualitativas de los rebrotes.

Con objeto de conocer la oportunidad del clareo y el crecimiento de los rebrotes bajo manejo, en forma complementaria a este ensayo, se realizó un estudio para caracterizar el desarrollo de rebrotes, de cepas clareadas de quillay, de diferentes edades, bajo un esquema silvicultural de manejo de monte bajo, en la zona del secano interior de la provincia de Colchagua, región del Libertador General Bernardo O'Higgins (Reyes 2006). Para esto fines se estudiaron rodales de monte bajo de quillay que fueron cosechados en el pasado mediante una corta selectiva o entresaca, para la obtención de corteza. Al momento de la instalación de los ensayos (año 2002), los rodales presentaban cepas con edades de rebrote de 2, 4, 6 y 8 años. En cada ensayo se realizó un clareo a los rebrotes de las cepas de quillay, teniendo en consideración criterios cuantitativos y cualitativos para la selección de los rebrotes a dejar. La intensidad del clareo fue entre un 25-80 % del área basal del total de cepas originales, la mayor fue realizada a los rebrotes de 2 años y la menor a los de 8 años (Reyes 2006).

2.3 Propuesta silvicultural para manejo de bosques naturales de quillay

El quillay, se regenera principalmente a partir de retoños de tocón. Esta particularidad se debe a que posee una estructura leñosa subterránea llamada lignotuber, que le permite rebrotar espontáneamente después que el árbol ha sido cortado. La regeneración natural proveniente de semillas es difícil, debido al ramoneo, la compactación y degradación del suelo por el ganado doméstico, lo cual impide su establecimiento en forma exitosa. Esta estrategia regenerativa conduce a la conformación de bosques heterogéneos en general poco densos con estructura de monte bajo o medio.

Considerando estas características de la especie y la estructura de las formaciones vegetales actuales en que participa quillay, el manejo de rebrotes de monte bajo, constituye la forma de silvicultura más adecuada para realizar un uso sustentable de su biomasa leñosa. El esquema propuesto corresponde a una corta de mejoramiento, consistente en raleos y podas de formación a los retoños de tocón (cepas), para mejorar la calidad futura del rodal. También considera la corta de una proporción

de aquellos individuos de grandes dimensiones, seniles y con problemas sanitarios, de manera de provocar su rebrote de tocón. En particular este esquema considera un ciclo periódico (3 a 6 años, según sitio) de las siguientes intervenciones:

- Cosecha de una parte de los árboles seniles de grandes dimensiones con problemas sanitarios para provocar la regeneración del tocón.
- Raleo de los retoños de tocón dejando el mayor número posible de estos de buena forma, sano y de diámetros menores a 12 cm homogéneamente distribuidos en el tocón o cepa (figura 2).
- Poda eventual de ramas para mejorar la forma de los retoños raleados para facilitar su futura cosecha y transporte.



Figura 2. Aspecto antes (A) y después (B) del raleo de 1998 de una cepa y sus retoños de aproximadamente 16 años.



Figura 3. Cepa y retoños de quillay de 9 años, clareados en 2001. Diámetro a la altura de tocón 10,4 – 11,7 cm, altura 6,4 – 7,3 m.

- Retención de algunos individuos de quillay de distintas clases de edad en el bosque con fines de: mantención de la biodiversidad, producción de semillas, protección del paisaje, refugio para fauna y ganado doméstico y en menor medida para la protección del suelo y cursos de agua.
- Clareo y raleo de los nuevos retoños originados por la cosecha de árboles de grandes dimensiones (figura 3).
- Enriquecimiento con plantas de quillay y otras especies esclerófilas con objeto de: aumentar cobertura y biomasa del bosque y mantener una estructura de monte medio.

2.4 Resultados obtenidos al aplicar el esquema silvícola

2.4.1 Corta de mejoramiento

Intensidad de la primera corta. La corta de mejoramiento inicial puede considerarse intensa, debido a que se extrae el 69,1 % de la biomasa actual del rodal. Esto debido a que esta intervención silvícola, que pretende convertir un bosque natural, generalmente degradado y sin un manejo técnico, en uno manejado, implica necesariamente una alta extracción de biomasa de distintas dimensiones y calidades. El 65 % de la biomasa total extraída, tiene características comerciales (principalmente fustes y ramas gruesas). Además, al existir un mercado para ésta, es factible que muchos productores financien el mejoramiento de sus bosques de quillay con esta intervención. Lo anterior implica que se reduce en forma importante el financiamiento necesario para mejorar el bosque futuro mediante la aplicación de estas técnicas silvícolas.

Retoñación de las cepas intervenidas. Al realizar la cosecha de una parte de los árboles seniles de grandes dimensiones con problemas sanitarios para provocar la regeneración del tocón, se produce una retoñación significativa. Sólo las cepas de grandes dimensiones y con problemas sanitarios no retoñan. Los rebrotes originados corresponden en gran parte a yemas tanto epicórmicas como del lignotuber. Después del año 2003, los rodales han sido sometidos a pastoreo por ovinos y equinos, por lo que no se evaluaron las sucesivas retoñaciones. Estos resultados son similares a los obtenidos por Reyes (2006), para rodales de monte bajo de quillay clareados en distintas zonas del secano interior de la región del Libertador General Bernardo O'Higgins. Después de 2 años de realizado el clareo se observó una relación directa entre la capacidad de retoñación y sanidad de las cepas (categorías de sanidad buena: daño mecánico o pudrición, en un 0% de la superficie de la cepa; regular: daño mecánico o pudrición, entre un 1-50% de la superficie de la cepa; mala: daño mecánico o pudrición, mayor a 50% de la superficie de la cepa). Así, en cepas de buena sanidad se produjo una muy buena retoñación (96%), mientras que las cepas

con problemas de sanidad, no retoñaron. Sin embargo, no se observó una tendencia clara entre capacidad de retoñación y tamaño (diámetro) de la cepa (figura 4). Además, se determinó que el origen biológico epicórmico, fue el predominante de los rebrotes (80%). La sobrevivencia de los rebrotes fue mayor al 70%, después de 2 años de realizado el clareo, y aquellos rebrotes intervenidos presentaron en promedio, un mayor desarrollo en diámetro y altura de aquellos que no fueron intervenidos. Se caracterizaron por ser en su mayoría dominantes (77%), rectos (68%) en cuanto a la forma y ortótopos (62%) en cuanto al ángulo de inserción en la cepa.

Respuesta al raleo de los individuos de monte bajo. Los individuos de monte bajo de quillay presentan una respuesta favorable al raleo, aumentando el crecimiento en diámetro y biomasa, observándose diferencias significativas entre los crecimientos

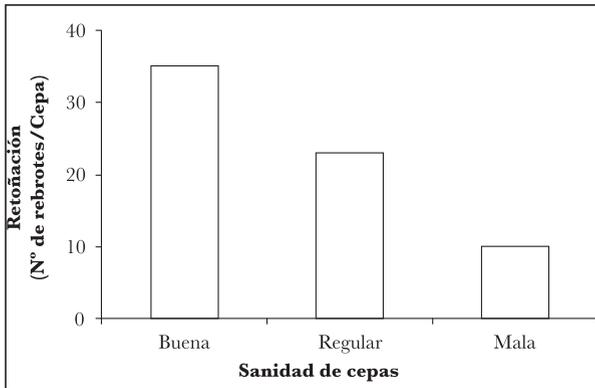


Figura 4. Cantidad de rebrotes en relación a la sanidad de las cepas. Sanidad de la cepa determinada según porcentaje de daño mecánico o pudrición en la cepa: Buena: daño mecánico o pudrición, en un 0 % de la superficie de la cepa; Regular: daño mecánico o pudrición, entre un 1-50 % de la superficie de la cepa; Mala: daño mecánico o pudrición, mayor a 50 % de la superficie de la cepa (Reyes 2006).

previos y posterior al raleo (n: 104; P d'' 0,05) (figuras 5 y 6). El mayor crecimiento en diámetro, a nivel individual, lo presentan los rebrotes de mayores dimensiones (17,5 a 22,5 cm de diámetro basal), dominantes, dispuestos en cepas con menos de cinco rebrotes residuales, de origen adventicio, con fustes sanos, bifurcados sólo en

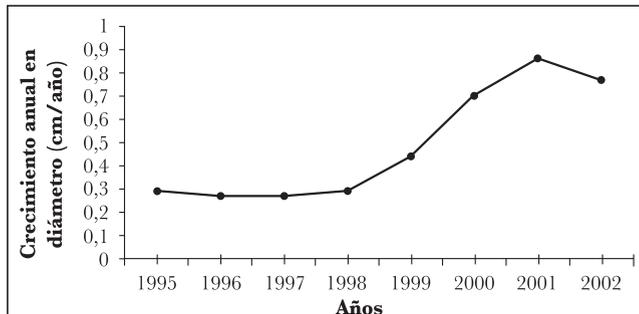


Figura 5. Crecimiento anual en diámetro de tocón (DAT) antes y después del raleo de 1998. Crecimiento promedio antes de la intervención: 0,28 (\pm 0,15) y posterior 0,69 (\pm 0,48) cm/año. Entre paréntesis la desviación estándar; n=104 (Núñez 2006).

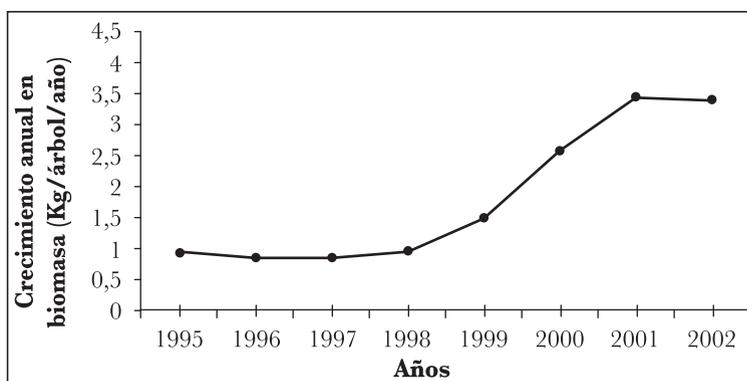


Figura 6. Crecimiento anual en biomasa (peso seco), previo y posterior al raleo realizado el año 1998. Crecimiento promedio antes de la intervención: $0,92 (\pm 0,72)$ y posterior $2,99 (\pm 2,72)$ kg/árbol/año. Entre paréntesis la desviación estándar; $n=104$ (Núñez 2006).

su segundo tercio, provenientes de cepas en estado sanitario bueno y regular y que presentaron copas amplias. Por otro lado, el crecimiento promedio individual de los rebrotes en altura alcanzó 0,5 m (Núñez 2006).

A nivel de rodal, el raleo después de cuatro años, origina un crecimiento en área basal de $0,39 \text{ m}^2/\text{ha}/\text{año}$, lo que representa para el período, el 89 % del área basal del rodal residual de 1998 (cuadro 1). En contraste, el rodal no intervenido, aunque creció más en área basal ($0,45 \text{ m}^2/\text{ha}/\text{año}$), este crecimiento representa sólo el 23 % del área basal de rodal residual. El crecimiento en biomasa asciende a $0,96 \text{ t}/\text{ha}/\text{año}$, lo que representa un incremento en la biomasa del rodal residual de 93%. Si bien el rodal no intervenido presenta un mayor crecimiento en biomasa ($1,3 \text{ t}/\text{ha}/\text{año}$), este sólo representa el 28 % de la biomasa del rodal residual.

Cortas de Clareo. El clareo realizado en el año 2001 a los rebrotes originados después del año 1998, representó alrededor del 60 % del crecimiento acumulado en biomasa (cuadro 2). El objetivo del clareo fue disminuir la densidad de las cepas, favoreciendo los rebrotes vigorosos, con buena forma y de esta manera concentrar el crecimiento. Sin embargo, la biomasa extraída ($0,6 \text{ t}/\text{ha}$) no es comercial, ya que sus diámetros son pequeños ($< 5 \text{ cm}$). Sólo, después de 5 años, estos alcanzan dimensiones comerciales ($> 5 \text{ cm}$ diámetro basal), acumulando una biomasa de $1,3 \text{ t}/\text{ha}$, lo que equivale a incrementos anuales medios de $0,36 \text{ t}/\text{ha}/\text{año}$, si también se considera el clareo realizado en el año 2001. Al año 2011, el crecimiento medio anual promedio de los retoños alcanza a $0,80 \text{ cm}/\text{año}$ en diámetro, y $49,6 \text{ cm}/\text{año}$ en altura. Al considerar en el análisis sólo los retoños dominantes, el crecimiento medio anual en diámetro asciende a $0,97 \text{ cm}/\text{año}$ y en altura a $58,8 \text{ cm}/\text{año}$.

Respecto a la intensidad, edad de corta, oportunidad del clareo y crecimiento de los rebrotes, Reyes (2006) al realizar un clareo a los rebrotes de quillay, en rodales que presentaban cepas con edades del rebrote de 2, 4, 6 y 8 años después de una cosecha para corteza, determinó una sobrevivencia de los rebrotes superior al 60 % para todas las edades. Los rebrotes clareados presentaron, en promedio, un mayor crecimiento en diámetro (superior en un 33 %) y en altura (superior en 10 %) que aquellos no-intervenidos (testigos). Aquellos rebrotes clareados, alcanzaron

Cuadro 1. Desarrollo del rodal residual después de la corta de mejoramiento del año 1998 y raleo del año 2002. DCM = diámetro cuadrático medio. (Promedio Testigo: n=3; Promedio Rodal intervenido n=6; (*): Peso seco según función de Pulido 2000).

Año	Rodal original			Cosecha por corta de mejoramiento				Rodal residual 1998		
	DCM (cm)	N/ha	G (m ² /ha)	Peso(*) (t/ha)	N/ha	G (m ² /ha)	Peso(*) (t/ha)	N/ha	G (m ² /ha)	Peso(*) (t/ha)
Testigo										
1998	10,3	931	7,7	18,5	—	—	—	931	7,7	18,5
2002	12,7	759	9,5	23,6	—	—	—	759	9,5	23,6
2011	16,2	581	12,1	30,2	—	—	—	581	12,1	30,2
Rodal intervenido										
1998	10,2	696	5,6	13,6	496	3,9	9,4	201	1,8	4,2
2002	14,5	168	2,8	6,7	38	0,6	1,4	130	2,2	5,4
2011	20,0	113	3,6	9,0	—	—	—	113	3,6	9,0

Cuadro 2. Porcentaje de retoñación, crecimiento y resultados del clareo de los retoños de tocón de quillay originados en 1998, entre los años 1999 y 2011 (Prom.: Promedio general; Dom: Promedio de los individuos dominantes; (*): Peso seco; (**): % Respecto de la biomasa de rodal residual antes del clareo).

Año	Regeneración de tocón 1998						Extracción por clareos	
	Retoñación (%)	Diámetro (cm)		Altura (m)		Peso(*) (t/ha)	Peso(*) (t/ha)	%**
		Prom.	Dom.	Prom.	Dom.			
1999	59	0,3	0,3	0,2	0,2	0,0		
2001	75	3,1	3,3	2,8	3,0	0,4	0,6	5,9
2011	87	10,4	12,7	6,5	7,7	4,0		

crecimientos medios anuales, en diámetro, altura y biomasa total, de entre 0,5-1,8 cm/año, 0,5-0,8 m/año, y 2,2-4,6 kg/año, respectivamente. Los mayores crecimientos en diámetro, y biomasa se registraron en rebrotes de 2 años de edad, y los menores en rebrotes de 8 años (figura 7). Por otro lado, los rebrotes residuales se caracterizaron por ser en su mayoría dominantes (77 %), con respecto a la posición social dentro de la cepa, rectos (68 %), en cuanto a la forma, y ortótopos (62 %) en cuanto al ángulo de inserción en la cepa. Reyes (2006), concluye, que al intervenir los rebrotes a la edad de 2 años se obtienen los mayores crecimientos en diámetro, altura, área basal, biomasa total y fustal. Por el contrario, si se clarean a los 4 años, los rebrotes presentan mejores características cualitativas, como dominancia, rectitud y dirección, al intervenir tempranamente el rebrote, cuando tienen entre los 2 y 4 años, se obtiene una mejor respuesta de las variables cuantitativas y cualitativas que éstos presentan.

Entonces, desde el punto de vista silvicultural sería aconsejable intervenir tempranamente el rebrote, cuando tienen entre los 2 y 4 años, ya que se obtiene un mejor compromiso entre el crecimiento y la calidad de los rebrotes. Por otro lado, se propone un manejo del monte bajo del tipo regular, ya que, uno irregular propendería a una baja calidad de los rebrotes residuales después de un clareo o raleo. Esto en virtud de la intolerancia a la sombra de la especie.

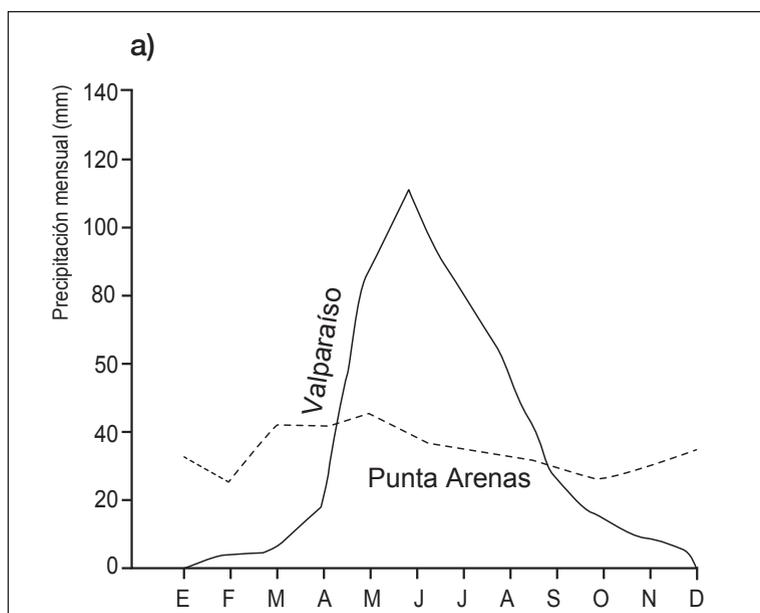


Figura 7. *Sobrevivencia de los rebrotes (A), crecimientos medios anuales, en diámetro (B), altura (C) y biomasa total (D), según edad del rebrote (Reyes 2006).*

Enriquecimiento. Al realizar la cosecha de una parte de los árboles para provocar la regeneración del tocón, se produce una retoñación significativa que alcanza en promedio al 85 % (\pm 21 %) de las cepas, después de 3 años de realizada la corta. Con objeto de reemplazar aquellas cepas que no retoñaron, aumentar cobertura y biomasa del bosque y mantener una estructura de monte medio, se considera realizar un enriquecimiento con plantas de quillay. La cantidad de plantas por hectárea a utilizar depende de la estructura actual del bosque en particular la densidad de cepas por hectárea con capacidad de retoñar. En base a antecedentes de planes de manejo presentados en la provincia de Colchagua, región del Libertador General Bernardo O'Higgins, en promedio los rodales de quillay manejados para corteza, presentan 58 (\pm 35) cepas por hectárea. Los rodales estudiados presentan en promedio 79 (\pm 31) cepas por hectárea (Cruz *et al.* 2009).

La respuesta del enriquecimiento realizado, se asemeja a las plantaciones realizadas en condiciones semejantes para la zona. Al respecto se espera que las plantas presenten una sobrevivencia entre el 53,6 % y el 71,2 %. Según el sitio, calidad de plantas y las técnicas de establecimiento, quillay presenta crecimiento medios anuales en diámetro de entre los 0,37 y 0,60 cm/año y entre 12,7 cm/año y 18,4 cm/año en altura (Cruz *et al.* 2009). Uno de los aspectos más relevantes en la sobrevivencia, es la protección contra lagomorfos y ganado doméstico. Esto último en virtud, de que el sistema silvicultural propuesto considera un uso combinado con ganadería.

2.4.2 Crecimiento de la biomasa del bosque con la aplicación del esquema de manejo

Las existencias totales en biomasa neta acumuladas al año 2011 (suma de los crecimientos y cosechas de los retoños del año 1982 y 1998, menos las existencias del rodal residual en 1998), asciende a 10,8 t/ha, lo que representa el 79 % de la biomasa original del rodal antes de la intervención. Estas existencias equivalen a un crecimiento medio anual de 0,83 t/ha/año, lo que unido a la biomasa residual de 1998, posibilitaría que la biomasa del rodal original se recuperaría en un período de 14 años (figura 8). Cabe señalar, que esta biomasa diferirá sensiblemente de aquella del rodal original, ya que estará constituida por árboles comerciales, de dimensiones intermedias, de buena sanidad y forma.

Las cortas de mejoramiento realizadas en 1998 y en 2002, consistente en raleos y podas de formación, mejoran la calidad futura del rodal y permiten acumular, en trece años, una biomasa de 6,2 t/ha, lo que representa incrementos anuales medios de 0,48 t/ha/año. La biomasa acumulada en este período (remanente + crecimiento), equivale al 46 % de la biomasa original del rodal antes de la corta del año 1998. Por otro lado, representa un 57 % de la biomasa total acumulada al año 2011.

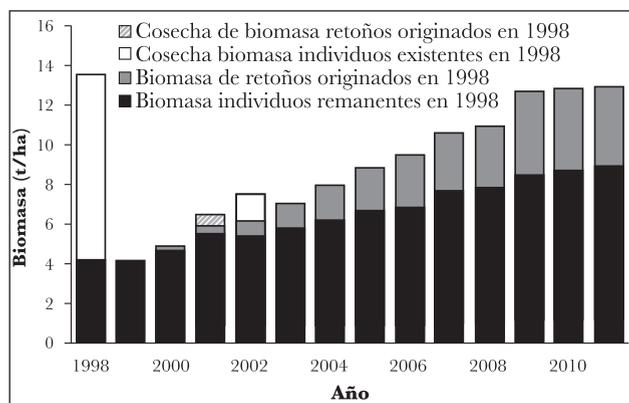


Figura 8. Desarrollo promedio de la biomasa de los rodales estudiados, después de la aplicación de las cortas de mejoramiento al rodal original en 1998 y el clareo a los nuevos retoños en 2001 ($n=6$ parcelas de aprox. 0,5 ha; Biomasa total en peso seco, según función de Pulido 2000).

Es importante señalar que un 43 % restante de la biomasa neta acumulada (4,6 t/ha) corresponde mayoritariamente al crecimiento de los individuos retoñados en 1998, que en sólo 4 años alcanzaron dimensiones comerciales.

Existe un aporte fluctuante de biomasa que varía anualmente entre 0,02 t/ha y 0,03 t/ha proveniente de nuevos rebrotes de las cepas remanentes, los cuales eventualmente están disponible para el ramoneo. Estos tienen un aporte marginal, debido a pequeñas dimensiones (1 a 3 cm de diámetro basal). Estos rebrotes muestran un ciclo recurrente de aparición y desaparición gracias a la acción del ganado que ramonea continuamente las cepas. Una proporción muy minoritaria de este crecimiento está representado por los individuos de quillay incorporados al rodal por el enriquecimiento (Cruz *et al.* 2009).

2.4.3 Producción potencial de biomasa bajo un esquema de ordenación del bosque

Para realizar un aprovechamiento forestal en forma sustentable, se debería llevar el bosque hacia una estructura más productiva y extraer el crecimiento anual en biomasa acumulado en forma periódica. A modo de ejemplo, se describen las variables, las intervenciones y las posibilidades teóricas del rendimiento futuro en biomasa industrial, en un patrimonio con 100 ha, con bosques de producción, manejado bajo el esquema propuesto (figura 9).

En primer lugar se determina la superficie a intervenir anualmente, para este fin el bosque se subdivide en 4 unidades de manejo equivalentes, cada una de aproximadamente de 25 ha. En el primer ciclo de corta se reducen las existencias en biomasa actuales de 13 t/ha, en un 65 % (cosecha de 8,5 t/ha de biomasa seca), para acercarse al nivel de máxima productividad del rodal. En los años siguientes se procede de la misma manera en la segunda unidad de manejo y así sucesivamente

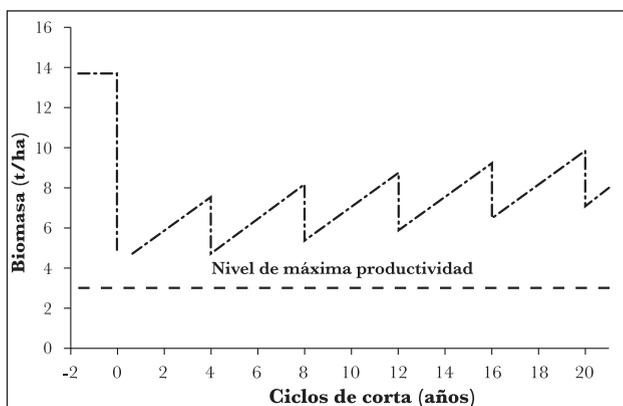


Figura 9. Evolución teórica de las existencias en biomasa en un rodal manejado con ciclo de corta de 4 años, para un horizonte de planificación de 20 años.

hasta completar en el cuarto año, todas las unidades. Se estima que mediante esta intervención, en el primer ciclo de corta, es posible cosechar anualmente alrededor de 212,5 toneladas de biomasa seca (cosecha anual: 25 ha x 8,5 t/ha = 212,5 t). Durante este primer ciclo de corta, se ubican y plantan las superficies susceptibles de enriquecimiento. En los siguientes ciclos de corta, se interviene nuevamente la unidad 1, extrayendo el crecimiento en biomasa correspondiente al ciclo de corta. Así, es posible cosechar anualmente alrededor de 83 toneladas de biomasa seca con fines industriales (cosecha anual: 25 ha x 0,83 t/ha/año x 4 = 83 t).

El crecimiento del bosque manejado se calcula por diferencia entre los inventarios de la biomasa al inicio del primer ciclo de corta y el volumen al finalizar el ciclo, o bien se determina a través de la proyección de la tabla de rodal, utilizando para estimar el crecimiento diametral, tarugos de incremento y una función local de biomasa.

Estos valores de biomasa superan los valores reales de cosecha de biomasa/ha presentados en los planes de manejo forestal para el uso industrial de la especie en la zona central del país.

2.5 Impactos esperados de la propuesta silvicultural

Los resultados indican que bajo el esquema silvícola presentado, el bosque esclerófilo dominado por quillay puede ser aprovechado en forma sustentable. Entre los impactos esperados del esquema silvicultural propuesto, se tienen:

Mejoramiento del potencial productivo del bosque. La tradicional explotación del quillay para corteza contribuyó a degradar el bosque, puso en peligro su regeneración, dejó los bosques empobrecidos y sin un valor futuro. Para mejorar este bosque degradado es necesario extraer una gran cantidad de individuos de mala forma,

de pequeñas dimensiones y/o enfermos, los cuales son considerados como “desechos sin valor”. Esto tiene un alto costo que no incentivan al productor a un manejo de la especie, de no mediar un subsidio estatal para solventar dicha faena. Bajo este nuevo esquema de aprovechamiento existe entonces la posibilidad de comercializar estos “desechos”, lo que puede financiar total o parcialmente el mejoramiento del bosque, dejándolo en condiciones adecuadas para una futura producción.

Disminución de la presión de uso sobre el bosque natural. La explotación de corteza sin procesar de quillay para la exportación entre 1986 y 1996 alcanzó un promedio del orden de 900 t/año, obteniéndose a partir de ésta alrededor de 190 toneladas de extracto de saponinas. Si se considera un aprovechamiento promedio de 16 kg de corteza de exportación por árbol, se requería entonces cosechar alrededor de 56.000 árboles al año para satisfacer esta demanda para la obtención de extracto de saponina. Esta situación se ha ido revirtiendo paulatinamente por la incorporación del nuevo proceso industrial que utiliza toda la biomasa leñosa. Se estima que, bajo este nuevo escenario, para satisfacer el mercado actual de extracto de saponina se requiere de cerca de 7.000 toneladas de biomasa fresca al año (aproximadamente 40 HR %), las que puede obtenerse con menos de 12.000 árboles al año. Esto debido a que el nuevo proceso industrial es más eficiente al utilizar toda la biomasa leñosa del árbol (San Martín y Briones 2000, Walther *et al.* 2011). Además, debido a las menores exigencias de dimensiones y de forma de la materia prima, se obtiene un mayor aprovechamiento de la biomasa total por hectárea, disminuyendo al mismo tiempo la presión de uso sobre el bosque natural.

Obtención de un retorno económico en un plazo menor. El alto grado de degradación del bosque y los largos períodos necesarios para alcanzar una dimensión comercial para la producción corteza (mínimo 28 cm de diámetro) desincentivaron en el pasado a los productores a manejar la especie. En condiciones naturales el crecimiento promedio en diámetro del quillay fluctúa entre 0,4 y 0,6 cm/año (Toral y Rosende 1986). De acuerdo con lo anterior, para alcanzar la dimensión comercial de 28 cm se necesitarían entre 35 y 70 años. Bajo este nuevo esquema de manejo, para la producción de biomasa, el diámetro mínimo comercial es cercano a los 5 cm, dimensión que de acuerdo a los crecimientos reportados se alcanzarían sólo entre 6 y 12 años.

Esquema silvícola compatible con otros usos del recurso forestal. El esquema silvícola es compatible con otros usos consuntivos del recurso forestal. Esto es de vital importancia para la economía local de los agricultores del secano interior de la zona central del país, ya que con este sistema no se altera sustancialmente su modo tradicional de uso de la tierra, ni afecta sensiblemente otras actividades productivas.

En este sentido para la aplicación de este esquema silvicultural, es deseable un uso combinado con ganadería, ya que el ramoneo de los retoños basales que brotan anualmente, concentra el crecimiento de la cepa en aquellos individuos seleccionados de mejor forma y vigor, favoreciendo la acumulación de biomasa comercial en el bosque. Esto permite la utilización de la pradera por parte del productor con la única precaución de proteger localmente por 2 a 4 años, aquellas cepas que fueron cortadas y que presentan un rebrote nuevo. Esto también es necesario en bosque que hayan sido enriquecidos recientemente.

El esquema silvícola permite el uso apícola de los rodales. En este contexto, la incorporación de la apicultura al manejo forestal amplía las posibilidades de uso del bosque esclerófilo en el ámbito de los productos forestales no maderables (PFNM). Este uso contribuye a su valoración y conservación, ya que éste puede ser visto como “productor” de miel y otros productos apícolas, incentivando a propietarios forestales a conservar los bosques naturales.

La producción potencial de miel estimada para los rodales con quillay es muy variable, alcanzado valores que fluctúan entre los 0,1 y 24,1 kg/ha para el bosque natural (sólo quillay), esto es debido a variaciones anuales y locales en la floración y producción de néctar de los individuos de quillay (Cruz 2009). Existen otras estimaciones que indican una producción de 4,2 kg de miel para individuos adultos de quillay (Díaz-Forestier *et al.* 2009).

Impacto socio-económico para la población local. El aprovechamiento del quillay con fines industriales puede constituirse, en una alternativa forestal en algunas áreas del secano interior de Chile central, zona con grandes limitantes para el desarrollo económico del sector silvoagropecuario. Esto abre nuevas posibilidades económicas y fuentes de trabajo para los productores locales, cuya principal fuente de ingresos son una ganadería extensiva y los cultivos de cereales en condiciones de secano.

AGRADECIMIENTOS

G. Cruz agradece al proyecto FONDEF D97-I2010. “Manejo Forestal y Uso Industrial del Quillay” y al Convenio CONAF-Natural Response 2002-2006 y Natural Response 2007-2011 que han permitido el desarrollo de esta investigación.

REFERENCIAS

- Bravo R. 2011. Silvicultura para el uso Industrial del Quillay. Informe Gestión 2011. Actividades y presentación de resultados. Documento Técnico. Natural Response S.A. 19 p.
- CONAF, CONAMA y BIRF. 1999. Catastro y evaluación de recursos vegetacionales nativos de Chile. Informe nacional con variables ambientales. Santiago, Chile. 90 p.
- Cruz G, C Palma. 1999. Distribución Nacional del Quillay. Documento Técnico. Proyecto FONDEF D97-I2010. Pontificia Universidad Católica de Chile. Facultad de Agronomía e Ingeniería Forestal, Departamento de Ciencias Forestales. 17 p.
- Cruz G. 2000. Silvicultura del Quillay. En: Seminario–Taller. El Quillay nueva alternativa económica: Antecedentes para su comercialización, cultivo y manejo forestal. Manejo Forestal y Uso Industrial del Quillay. Proy. Fondef D97I-2010. Pontificia Universidad Católica de Chile. 15 de nov. 2000.
- Cruz G, E Arellano, A Pulido. 2000. Innovaciones en el manejo y uso industrial del Quillay. Agronomía y Forestal UC. Santiago. 6:21-25.
- Cruz G, R Bravo, F Anguita. 2009. Silvicultura para el uso Industrial del Quillay. Informe Gestión 2007. Descripción y Resultados de Ensayos. Documento Técnico. Convenio CONAF VI Región – Natural Response S.A. 26 p.
- Díaz-Forestier J, M Gómez, G Montenegro. 2009. Nectar volume and floral entomofauna as a tool for the implementation of sustainable apicultural management plans in *Quillaja saponaria* Mol. *Agroforest Syst.* 76:149–162. DOI 10.1007/s10457-008-9193-7.
- Luebert F, P Plissock. 2006. Sinopsis bioclimática y vegetacional de Chile. Editorial Universitaria, Santiago, Chile. 316 p.
- Núñez Y. 2006. Crecimiento en un bosque raleado de *Quillaja saponaria* Mol., en la VI Región. Universidad de Chile, Facultad de Ciencias Forestales, Escuela de Ciencias Forestales, Departamento de Silvicultura. Memoria para optar al título de Ingeniero Forestal. Santiago. 49 p.
- Pulido A. 2000. Funciones de biomasa para individuos de regeneración vegetativa de la especie *Quillaja saponaria* Mol. Pontificia Universidad Católica de Chile, Facultad de Agronomía e Ingeniería Forestal, Departamento de Ciencias Forestales. Proyecto de título. Santiago. 63 p.
- Reyes M. 2006. Caracterización del desarrollo de rebrotes de diferentes edades, en un monte bajo clareado de quillay (*Quillaja saponaria* Mol.), en el secano interior de la VI Región. Memoria Ingeniero Forestal. Universidad de Chile. Facultad de Ciencias Forestales. Escuela de Ciencias Forestales. Departamento de Silvicultura. Santiago. Chile. 55 p.
- San Martín R. 2000. Usos y el mercado del Quillay. En: Seminario – Taller. El Quillay nueva alternativa económica: Antecedentes para su comercialización, cultivo y manejo forestal. Manejo Forestal y Uso Industrial del Quillay. Fondef D97I-2010. Pontificia Universidad Católica de Chile. 15 de nov. 2000.

- San Martín R, R Briones. 1999. Industrial uses and sustainable supply of *Quillaja saponaria* (Rosacea) Saponins. *Economic Botany* 53(3): 302-311.
- San Martín R, R Briones. 2000. Quality control of commercial Quillaja (*Quillaja saponaria* Molina) extracts by reverse phase HPLC. *Journal of the Science Food & Agriculture* 80: 1-6.
- Toral M. 1983. Estudio de la estructura, crecimiento y rendimiento en Quillay (*Quillaja saponaria* Mol.). Depto. Silvicultura y Manejo. Facultad de Ciencias Agrarias, Veterinarias y Forestales. Universidad de Chile. Informe Técnico Final N° A 1180.8333. 76 pp. y anexos.
- Toral M, R Rosende. 1986. Producción y productividad del quillay. *Renarres* 3 (8):19-21.
- Walther R, L Padilla, J González, R Otero. 2011. *Quillaja saponaria* wood extract refined processing and forestry management guarantee sustainability and ecological benefits. *Compendium on Detergency - Supplement to Household and Personal Care to day* N°2: 20-22.

Capítulo 3

Propagación y cultivo de plantas de *Nothofagus* mediterráneos característicos del bosque Maulino como herramientas de la restauración o la repoblación forestal

Propagation and seedling cultivation of Mediterranean Nothofagus characteristic from the Bosque Maulino, as a tool for restoration or reforestation

RÓMULO SANTELICES, ÁNGEL CABELLO, RAFAEL NAVARRO-CERRILLO

RESUMEN

Nothofagus alessandrii y *Nothofagus glauca* son especies características de la zona mediterránea de Chile que tienen problemas de conservación. Herramientas importantes en la restauración o repoblación de estos bosques son la propagación y cultivo de plantas en vivero. Por ello, se entregan antecedentes que permitan orientar la toma de decisiones, considerando la importancia de los atributos de las plantas en su posterior desempeño en campo en un ambiente mediterráneo. Las dos especies se pueden propagar sexual y asexualmente, aunque *N. alessandrii* presenta mayores dificultades, especialmente en la propagación agámica. En la propagación por semillas, la latencia interna que ellas presentan se supera en ambas especies con tratamientos de estratificación fría (4-8 semanas) o remojo en ácido giberélico (GA_3 , ~200 mg/L). En la propagación vegetativa, utilizando la técnica de estaquillado, en ambas especies es posible obtener desde un 0 a un 100 % de enraizamiento con material juvenil semileñoso cosechado en el periodo de crecimiento vegetativo, observándose una marcada influencia del árbol madre de cual se obtienen los rametos, siendo importante el uso de ácido indolbutírico (5-10 g/kg). En el cultivo de plantas es necesario considerar sombra horizontal para protegerlas de la insolación directa y, después de una temporada de vivero, se pueden producir brinzales de características funcionales adecuadas para la forestación, de acuerdo a sus atributos morfológicos e índices de calidad. Aún es necesario investigar cómo algunos tratamientos, como la fertilización, afectan la calidad de las plantas, especialmente en sus atributos fisiológicos, y evaluar su posterior desempeño en campo.

Palabras clave: ruil, hualo, propagación, cultivo en vivero, atributos.

SUMMARY

Nothofagus alessandrii and *Nothofagus glauca* are two characteristic species from the Mediterranean area of Chile, which have conservation problems. Propagation and seedling cultivation in nursery are important tools to consider in the restoration and reforestation of forests with these species. Therefore, background information is given to guide the decision making, considering the importance of the seedling attributes in the subsequent performance of plants in a Mediterranean environment. Both species can be propagated sexually and asexually, although it is more difficult to *N. alessandrii*, especially in the agamic propagation. The internal dormancy of the seeds of both species can be overcome by a cold stratification treatment (4-8 weeks) or soaking them in gibberellic acid ($GA^3 \sim 200$ mg/L). Using vegetative propagation by cuttings, for both species is possible to obtain a rooting ranging from 0 to 100 %, if juvenile material harvested in the vegetative growth period is utilized. Additionally, a marked influence of the mother tree (ortet) from which the ramet comes from has been observed. It is also important the use of indole butyric acid (5-10 g/kg⁻¹). For the seedling nursery cultivation is necessary to consider a horizontal shading to protect the plants from the direct sunlight. In general, after one nursery season, plants with functional characteristics for reforestation, according to their morphological attributes and quality indexes, can be produced. It is still necessary to investigate how some treatments performed in the nursery, like fertilization, can affect the quality of plants, especially on their physiological attributes, as well as to assess their subsequent performance in the field.

Key words: ruil, hualo, propagation, nursery cultivation, attributes.

3.1 Introducción

La zona mediterránea de Chile, ubicada entre las regiones de Valparaíso y del Biobío, concentra la mayor biodiversidad en el país, con una rica flora y fauna autóctona (Myers *et al.* 2000). Los bosques caducifolios de esta zona están adaptados a los períodos secos prolongados del verano y cumplen un rol muy importante en la conservación de agua y suelo orgánico, en el ciclo biogeoquímico del carbono, y ofrecen una gran variedad de nichos ecológicos y hábitat a la flora, fauna y microbiota asociada (Arroyo *et al.* 1996). Sin embargo, esta zona ha estado sujeta a una permanente presión de origen antropogénico, especialmente durante los dos últimos siglos. Una constante de estos paisajes ha sido su transformación debido a la presencia del fuego en forma recurrente, a la deforestación para habilitar terrenos destinados a la agricultura y, más recientemente, con el objeto de establecer plantaciones con especies de rápido crecimiento. Estos disturbios han traído como

consecuencia la reducción y fragmentación de los bosques nativos allí presentes, principalmente, y en un inicio, en la Cordillera de la Costa y más tarde en los faldeos cordilleranos de Los Andes. Especial atención merece el caso del bosque maulino, formación característica como bosque de transición hacia aquellos más meridionales del tipo templado. Forman parte importante de esta asociación vegetal las especies *Nothofagus alessandrii* Espinosa y *Nothofagus glauca* (Phil.) Krasser. Su área de distribución natural se ha visto fuertemente disminuida por la transformación del paisaje debido al efecto de las actividades humanas. Los fragmentos remanentes se encuentran en su mayoría intervenidos y altamente deteriorados como hábitat y refugio de la biodiversidad asociada (San Martín y Sepúlveda 2002, Olivares *et al.* 2005, Burgos *et al.* 2008). Uno de los resultados de este largo proceso de transformación del paisaje es que estas dos especies endémicas de Chile central se encuentran con problemas de conservación.

N. alessandrii, considerada la especie más ancestral de los *Nothofagus* (Serra *et al.* 1986) y cuya distribución natural está limitada a una franja corta en la Cordillera de la Costa de la región del Maule (Olivares *et al.* 2005), se encuentra en un precario estado de conservación. Hace 23 años fue declarada por el estado chileno como una especie en peligro de extinción (Benoit 1989). Actualmente, no sólo se mantiene en esa categoría sino que, además, se le clasifica como una especie rara (D.S. 151/2007 del Ministerio Secretaría General de la Presidencia). Internacionalmente, la UICN (2001) la define como en peligro crítico de extinción. A comienzos del siglo pasado, sus bosques fueron objeto de tala y quema (Donoso y Landaeta 1983). Las poblaciones remanentes se encuentran muy fragmentadas y están rodeadas por plantaciones con especies alóctonas (Bustamante y Grez 1995, Bustamante y Castor 1998) (figura 1). Los fragmentos tienen en promedio una superficie de 1,9 ha y sólo el 5 % de ellos supera las 12 ha (Bustamante y Grez 1995). Debido a la situación de esta especie, considerada incluso el árbol más amenazado de Chile, debería tener una alta prioridad de conservación (Hechenleitner *et al.* 2005), más aún cuando siguen presentes los procesos antropogénicos que la han llevado a su actual estado de degradación. Entre los años 1991 y 2007, la superficie de estos bosques disminuyó en 42 ha, lo que significa una tasa de deforestación de 0,74 %, existiendo un remanente de aproximadamente 314 ha (Santelices *et al.* 2012a)

En el caso de *N. glauca*, su área de distribución natural comprende las altitudes medias de la Cordillera de Los Andes y de la Cordillera de la Costa en la zona central de Chile (Santelices *et al.* 2006). En la Cordillera de Los Andes comienza a aparecer en forma discontinua en los 35° 15' S, al norte del río Teno, pero entre los 35° 50' y los 36° 50' S, es decir, entre los ríos Maule y Ñuble, los bosques de *N. glauca* adquieren importancia en términos de presencia (Donoso 1993). La población más austral que

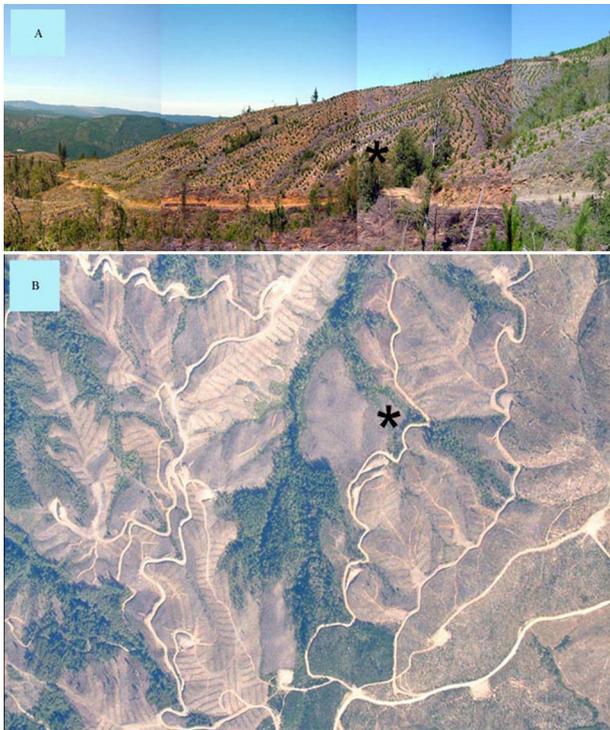


Figura 1. Bosquete de *Nothofagus alessandrii* (*) rodeado de plantaciones de *Pinus radiata* (A= vista vertical y B= vista horizontal).

se conoce de la especie geográficamente se ubica en los $37^{\circ} 27' S - 71^{\circ} 58' O$, con una cota altitudinal de 340 m, separada a unos 100 km al sur de la distribución original. Es probable que esta población haya quedado aislada a causa de las avalanchas y flujos de detritos derivados de la ruptura de la laguna Laja hace alrededor de 10.000 años atrás (Le-Quesne y Sandoval 2001). En la Cordillera de la Costa, los bosques de *N. glauca* han decrecido fuertemente producto de talas indiscriminadas y del reemplazo por otras especies de rápido crecimiento, situación que también se ha podido observar en la precordillera andina (figura 2). Originalmente se desarrollaban entre los $34^{\circ} 45'$ y los $36^{\circ} 30' S$, siguiendo el curso inferior del río Itata, desde las cumbres hacia las laderas occidentales, entre los 100 y 700 m.s.n.m. (Donoso 1993, Santelices *et al.* 2006). Por otra parte, los bosques remanentes se encuentran en una zona que con cierta frecuencia es afectada por incendios y un disturbio de esta naturaleza provoca temporalmente el cambio de algunas propiedades en los suelos (Litton y Santelices 2003) y favorece la invasión de especies alóctonas, donde destaca la agresividad con que lo hace *Pinus radiata* D. Don (Litton y Santelices 2002). Se estima que la extensión de estos bosques podría haberse reducido desde las 900.000 ha a las 145.554 ha (Urzúa 1975, Santelices *et al.* 2006).

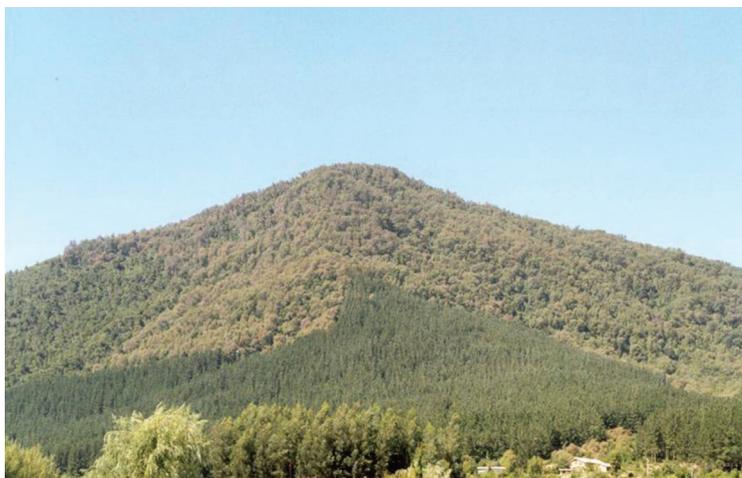


Figura 2. Bosque de *Nothofagus glauca* sustituido por *Pinus radiata* en la precordillera andina de la Región del Maule.

De acuerdo a la Ley 20.283 sobre Recuperación Bosque Nativo y Fomento Forestal, tanto los bosques de *N. alessandrii* como los de *N. glauca* son considerados como bosques de preservación, estando la primera especie clasificada en las categorías en peligro de extinción y rara y la segunda en fuera de peligro (D.S. 151/2007 Ministerio Secretaría General de la Presidencia). En el caso de *N. glauca*, antes estuvo clasificada oficialmente como una especie vulnerable (Benoit 1989) e internacionalmente como vulnerable a la extinción (UICN 2001).

No cabe duda que una de las tareas pendientes es la restauración y regeneración de estos bosques. Sin embargo, la información disponible en la actualidad es insuficiente para lograr este objetivo y, a pesar de ello, la legislación vigente contempla cierta normativa careciendo de una base científica que la sostenga. A modo de ejemplo, en planes de manejo para ejecutar obras civiles para bosque nativo, la exigencia de calidad del material vegetal para *N. alessandrii* se remite sólo a características cualitativas, sin elementos que apunten a indicadores cuantitativos de calidad de las plantas. Por otra parte, en la ley de Recuperación Bosque Nativo y Fomento Forestal se explicitan actividades que deben favorecer la regeneración, recuperación o protección de estos bosques, como la revegetación y el enriquecimiento ecológico, con la sola exigencia de que las plantas provengan de las poblaciones silvestres más próximas al área a manejar.

Aunque se han llevado a cabo algunas iniciativas y actividades tendientes a conservar y regenerar los bosques de *N. alessandrii* y de *N. glauca* (San Martín *et al.* 2006, Santelices *et al.* 2006), aún hoy el conocimiento es insuficiente para desarrollar técnicas exitosas de restauración. Para ello resulta fundamental conocer

las características y limitaciones ecológicas de las especies y, entre otros factores, es necesario conocer los mecanismos de propagación y cultivo de plantas en vivero. Luego, más allá de la producción de plantas, es necesario validar en campo si los indicadores de calidad (ya sean atributos morfológicos o fisiológicos, o índices de calidad), efectivamente predicen el comportamiento esperado en términos de supervivencia y crecimiento inicial. En consecuencia, no sólo es necesario, sino que también urgente, generar información que permita disponer de antecedentes técnicos con el fin de asegurar el establecimiento de estas especies, ya sea en la forma de revegetación o como enriquecimiento ecológico según dispone la ley. Sin duda, esta información permitirá gestionar eficientemente los recursos para estos propósitos.

En este contexto, el objetivo de este trabajo es entregar algunos antecedentes sobre la propagación y técnicas de cultivo de plantas en vivero, herramientas importantes a considerar en eventuales programas de restauración, rehabilitación, o repoblación, ya sea ecológica o forestal. Por otra parte, y a la luz de los antecedentes, se discute la importancia que tendrían los atributos de las plantas en su desempeño posterior en campo, en un ambiente mediterráneo.

3.2 Producción de plantas a partir de semillas

Latencia, germinación y características morfofisiológicas de las semillas. La latencia y la germinación son factores condicionantes importantes a considerar en los programas de restauración o reforestación (Pérez-Fernández y Gómez-Gutiérrez 2007). Tanto las semillas de *N. alessandrii* como las de *N. glauca* tienen latencia fisiológica intermedia, la que puede ser superada con tratamientos de estratificación fría o remojo en ácido giberélico (GA_3) (San Martín *et al.* 2006, Santelices *et al.* 2006). Sin embargo, el porcentaje de germinación puede ser diferente dependiendo de la procedencia de las semillas, aunque para *N. alessandrii* la variación es menor que para *N. glauca* (San Martín *et al.* 2006, Santelices *et al.* 2009). En el cuadro 1 se puede apreciar el efecto de algunos tratamientos pre-germinativos sobre la capacidad germinativa en semillas viables de ambas especies (corresponden a semillas hundidas después de una prueba de flotación en agua ionizada durante 24 horas).

A pesar de que los bosques naturales de ambas especies ocupan un espacio común, las características de las semillas son diferentes en términos de tamaño, peso, y viabilidad. Las semillas de *N. glauca* son las más pesadas y grandes de su género, encontrándose entre 1.392 y 3.810 semillas/kg, tendiendo en promedio a las 2.000 semillas/kg, con una media de un 65 % de viabilidad la que se ve afectada por el ataque de un lepidóptero del género *Perzelia* (Santelices *et al.* 2006), lo que depende del año de cosecha y de la procedencia. Se ha observado que las semillas de *N. glauca* de una procedencia de la Cordillera de la Costa tienen una mayor capacidad germinativa que otra proveniente de la Cordillera de Los Andes, cosechadas en ambos

Cuadro 1. Efecto de diferentes tratamientos pre-germinativos sobre la capacidad germinativa de semillas de <i>Nothofagus alessandrii</i> y <i>Nothofagus glauca</i> (San Martín <i>et al.</i> 2006, Santelices <i>et al.</i> 2006, Santelices <i>et al.</i> 2011a).		
Tratamiento	Capacidad germinativa (%)	
	<i>Nothofagus alessandrii</i> *	<i>Nothofagus glauca</i> **
Estratificación a 4-5 °C durante 4 semanas	85	80
Estratificación a 4-5 °C durante 6 semanas	83	72
Estratificación a 4-5 °C durante 8 semanas	75	95
Remojo en GA ₃ en concentración de 25 mg/L	76	87
Remojo en GA ₃ en concentración de 200 mg/L	75	96
Remojo en GA ₃ en concentración de 400 mg/L	63	-
Remojo en GA ₃ en concentración de 800 mg/L	-	97

* Procedencia Lo Ramírez (comuna de Curepto)

** Procedencia Pantanillos (comuna de Empedrado)

casos en la misma temporada (Santelices *et al.* 1996). El material de reproducción forestal de *N. alessandrii* tiene en promedio 100.000 semillas/kg, observándose un rango entre 99.600 y 138.700 semillas/kg (Santelices *et al.* 2009), aunque su viabilidad puede llegar a sólo un 5,5 % (Santelices *et al.* 2011a). Una característica distintiva de *N. alessandrii* es la presencia de hasta 7-9 semillas por fruto, siendo todas las valvares infértiles y al eliminarlas en el proceso de limpieza (por ser más pequeñas se distinguen claramente de las trímeras y dímeras), la viabilidad puede aumentar en cerca de 3,4 veces, pudiendo llegar a un 20 %, aproximadamente. En la figura 3 se pueden observar semillas de *N. glauca* y *N. alessandrii*.

Producción de plantas en vivero. Durante el cultivo de las plantas en el vivero, para ambas especies es necesario protegerlas de la radiación directa. En la actualidad, las mallas de sombra son ampliamente aceptadas como medio de cultivo bajo condiciones ambientales semicontroladas (Landis *et al.* 1995). Con niveles intermedios de sombra se han obtenido mejores crecimientos que con los extremos. En el caso de *N. alessandrii*, con malla Rachel® de 35-50 % se han conseguido plantas de calidad funcional aceptable para la forestación, de acuerdo a sus atributos morfológicos e índices de calidad (Santelices *et al.* 2011b). Este resultado es concordante con lo observado con *N. glauca*, ya que al cultivarla bajo malla de 50-65 % de sombra se han producido plantas de atributos morfológicos que indicarían que serían aptas para la forestación (Santelices *et al.* 1995, Santelices *et al.* 2006, González *et al.* 2009). Para ambas especies, la ausencia de sombra al cultivarlas en el Valle Central de Chile, puede traer consigo una baja tasa de supervivencia, a

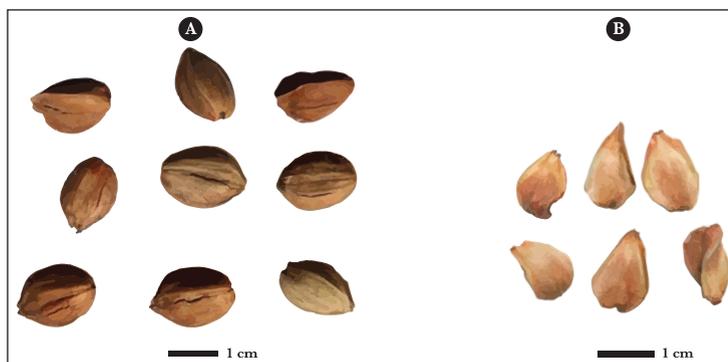


Figura 3. Detalle de las semillas de *Nothofagus glauca* (A) y *Nothofagus alessandrii* (B).

pesar de las condiciones favorables que tendrían las plantas en vivero (Santelices *et al.* 2006, Santelices *et al.* 2011b).

La mayoría de los estudios realizados consideran el cultivo de las plantas en contenedores y, en general, es posible producir plantas en una temporada de vivero (San Martín *et al.* 2006, Santelices *et al.* 2006) (figura 4). Para ello, parece ser recomendable efectuar una siembra temprana, en cuanto se den las condiciones ambientales favorables, lo que en la zona central de Chile puede ser durante la segunda quincena de septiembre. De esta manera, el cultivo se desarrollaría mejor al abarcar el máximo del periodo de crecimiento.

Aunque en general los resultados conseguidos muestran que se podrían producir plantas con atributos funcionales para la forestación con las dos especies, estos son variables en cuanto al tamaño de las plantas y en ello pueden influir, además de la época de siembra y el sombreado, otros factores como la fertilización.

En el cultivo de plantas en vivero de *N. alessandrii* se ha evaluado, además del sombreado, el efecto de la procedencia de la semilla, del tratamiento pre-



Figura 4. Plantas de *Nothofagus alessandrii* de una temporada cultivadas en envases individuales de 140 ml.

germinativo, de la época de siembra, y de la fertilización (San Martín *et al.* 2006, Santelices *et al.* 2011a, Santelices *et al.* 2011b). De estos estudios, se podría sugerir que sembrando en septiembre, protegiendo las plantas de la radiación directa con malla de 35-50 % de sombra, y aplicando un fertilizante de entrega lenta en las dosis sugeridas por el fabricante, se podrían producir plantas con atributos morfológicos e índices de calidad que sugieren que podrían desempeñarse adecuadamente en un ambiente mediterráneo. Sin embargo, es interesante señalar que *N. alessandrii* es capaz de soportar altas dosis de fertilizante sin evidenciar signos de toxicidad, lo que indicaría una posible capacidad de almacenar nutrientes como estrategia de respuesta a eventuales periodos de estrés. La calidad de la planta no se vería afectada ni por la procedencia ni por el tratamiento pre-germinativo empleado para superar la latencia de las semillas. En el cuadro 2 se puede apreciar un resumen de las variables hasta hoy estudiadas y sus principales resultados.

En el cultivo de plantas de *N. glauca* los resultados muestran una variación en cuanto al crecimiento en altura y diámetro, manteniéndose el índice de esbeltez en un rango más homogéneo. En el cuadro 3 se detallan los principales resultados de algunos de los ensayos documentados para esta especie.

Cuadro 2. Efecto de diferentes tratamientos culturales en vivero sobre los atributos de plantas de <i>Nothofagus alessandrii</i> cultivadas en contenedor durante una temporada (Santelices <i>et al.</i> 2011a, Santelices <i>et al.</i> 2011b).						
Tratamiento	L (cm)	DCR (mm)	Biomasa (g)	Índice de calidad		
				Esbeltez	Tallo/Raíz	Dickson
E - 30 días	65	4,7	5,5	13,8	4,3	0,33
GA ₃ - 100 mg/L	69	5	5,23	13,9	4,3	0,33
S - 50 %	32	4	3,39	7,9	2,2	1,9
F - 4 g/L	28	3,8	2,81	7,4	2,3	1,6

L=longitud del tallo, DCR=diámetro de cuello de la raíz, E=estratificación, S=sombra, F=fertilización.

3.3 Producción de plantas por medio de estacas

Las dos especies pueden propagarse mediante el enraizamiento de estacas (Cabello 2004, San Martín *et al.* 2006, Santelices *et al.* 2006). Sin embargo, *N. alessandrii* presenta mucho más dificultades que *N. glauca* y en ambos casos se

Cuadro 3. Efecto de diferentes tratamientos culturales en vivero sobre los atributos de plantas de *Nothofagus glauca* cultivadas en contenedor durante una temporada (Santelices *et al.* 1995, Espinoza 1997, Santelices *et al.* 2006, González *et al.* 2009).

Tratamiento	L (cm)	DCR (mm)	Biomasa (g)	Índice de calidad	
				Esbeltez	Tallo/Raíz
E - 60 días (RD)	22	4,7	0,4	4,6	1,8
GA ₃ - 800 mg/L (RD)	16	4,1	1,2	3,9	1,0
S - 50 % (RD)	15	3,2	-	4,7	-
Siembra en septiembre (RD)	10	3,0	0,4	3,4	0,9
GA ₄ - 100 mg/L (RC)	29	4,5	-	6,4	-

L=longitud del tallo, DCR=diámetro de cuello de la raíz, E=estratificación, S=sombra, F=fertilización, RD=raíz desnuda, RC=raíz cubierta.

observa una marcada influencia del árbol madre en el proceso de rizogénesis, pudiendo ser de origen genético. Es importante que la colecta del material vegetal se efectúe durante el período de máximo crecimiento vegetativo (noviembre en la zona de distribución natural).

Con *N. alessandrii* se ha obtenido entre un 0 y un 100 % de enraizamiento, utilizando material juvenil proveniente de plantas de 2 años cultivadas en vivero. Sin embargo, al trabajar con estacas cosechadas de rebrotes de tocón, el éxito ha sido de un 20 % como máximo, y aplicando 7,5 g/kg de ácido indolbutírico (AIB), teniendo mejor repuesta la sección apical del rebrote. En general, las raíces generadas tanto en estacas provenientes de plantas juveniles como de rebrotes de tocón son poco abundantes y más cortas que otras especies del mismo género.

Los resultados de diferentes pruebas de enraizamiento con *N. glauca* indican que existe una metodología base para producir plantas a una escala mayor utilizando esta técnica en condiciones de humedad y temperatura semicontroladas en invernadero. Un resumen de los mejores resultados se muestra en el cuadro 4.

Cuadro 4. Efecto de diferentes tratamientos sobre el enraizamiento de estacas de *Nothofagus glauca* cosechadas en el mes de noviembre de rebrotes de tocón.

Tratamiento	Enraizamiento (%)	Producción de raíces	
		Cantidad N°	Longitud (cm)
Auxina AIB - 10g/kg	72	17	6
Cama fría enraizamiento	82	23	6
Sustrato aserrín pino	86	27	7

La época de cosecha es un factor importante en el proceso de rizogénesis, consiguiéndose los mejores resultados en el mes de noviembre. Además, es fundamental trabajar con estacas foliosas, ya que sólo aquellas que tienen hojas llegan a formar raíces (Santelices y Cabello 2006, Santelices 2007).

3.4 Consideraciones finales y desafíos pendientes

La calidad de la planta es uno de los componentes más importantes de los que depende el éxito de la restauración de una cubierta vegetal (Villar-Salvador 2007). Los avances alcanzados hasta el día de hoy conforman una buena base para llegar a establecer un protocolo de producción de plantas de *N. alessandrii* y de *N. glauca*. Sin embargo, aún hay aspectos en los cuales es necesario ahondar la investigación, teniendo como fin último la implantación exitosa de los brinzales, es decir, asegurar su supervivencia y crecimiento inicial en campo. Esto adquiere especial importancia debido a que los bosques de ambas especies se distribuyen naturalmente en un ambiente mediterráneo, donde el principal obstáculo es el estrés por sequía que deben soportar, por un periodo que incluso puede llegar a superar los seis meses. Esta condición es característica de los bosques mediterráneos y los diferencia de aquellos templados de distribución más meridional, donde el factor crítico es la disponibilidad de luz. Por ello, las estrategias a considerar en el establecimiento son diferentes y aún poco conocidas, incluyendo los aspectos que dicen relación con la calidad de la planta en este tipo de sitios, caracterizados por una prolongada ausencia de precipitaciones en el periodo primaveral-estival.

¿Cuáles serían, entonces, las características que deberían presentar los brinzales para tener un adecuado desempeño en ambientes mediterráneos? Además de las características genéticas y sanitarias, los parámetros morfológicos y fisiológicos determinan, en general, la calidad de una planta (Navarro-Cerrillo *et al.* 2006, Villar-Salvador 2007, Rodríguez 2008). De acuerdo a lo señalado por Villar-Salvador (2007), en relación a la restauración de ambientes mediterráneos, la calidad morfológica de una planta hace referencia a un conjunto de caracteres cuantitativos y cualitativos, pudiendo estos últimos caracterizarse a simple vista o con mediciones muy sencillas. En cambio, los atributos morfológicos cuantitativos dicen relación al tamaño de la planta o alguna de sus partes y la proporción entre ellas.

La altura de la planta es sin duda uno de los atributos que primero se considera en un proceso de selección en vivero. Existe la creencia de que las plantas pequeñas tendrían una mejor economía hídrica que las plantas más grandes, entre otras cosas por tender a tener una mejor relación entre la biomasa aérea y la radical (Thomson 1985). Sin embargo, en ambientes mediterráneos se ha observado que son las plantas de mayor longitud de tallo las que tienden a tener mejor sobrevivencia y crecimiento inicial (Puértolas *et al.* 2003, Villar-Salvador 2007). El diámetro de cuello y la

biomasa aérea son atributos más consistentes que la altura por sí sola para definir la calidad del brinzal al salir del vivero, ya que una planta “alta” puede ser más, o menos, robusta o esbelta. Además, el diámetro es en general una variable que predice bien el desempeño de la planta en terreno en términos de supervivencia y crecimiento (Thomson 1985). Las plantas de mayor diámetro y con índices de esbeltez moderados (0,3-0,7) tendrían una mejor respuesta en ambientes con restricción hídrica, al igual que aquellas con índices tallo/raíz intermedios, fundamentalmente por tener mejores balances hídrico y de carbono (Villar-Salvador 2007).

Los atributos fisiológicos más comúnmente utilizados para caracterizar la calidad de las plantas son la concentración de nutrientes, especialmente del nitrógeno, y de azúcares de reserva. En general, las plantas mejor nutridas tienden a tener mayor supervivencia y crecimiento inicial post-plantación, aunque una alta concentración de nitrógeno podría dificultar el endurecimiento y posterior resistencia al frío (Villar-Salvador 2007). Se ha sugerido que brinzales de *Pinus halepensis* Mill. con concentraciones foliares de nitrógeno superiores a los 16-20 mg/g presentan mayor supervivencia y crecimiento en la plantación (Puértolas *et al.* 2003, Villar-Salvador 2007). Otros atributos fisiológicos son la fluorescencia de la clorofila, conductancia estomática, tasa de fotosíntesis, y potencial hídrico, entre otros (Villar-Salvador 2007, Rodríguez 2008).

A través de atributos de respuesta también se caracteriza la calidad de las plantas. El potencial de crecimiento de la raíz y la resistencia a las heladas son los más utilizados (Birchler *et al.* 1998, Villar-Salvador 2007, Rodríguez 2008). Se ha observado que la supervivencia y crecimiento inicial en especies mediterráneas tiene una relación positiva con el potencial de crecimiento de la raíz (Villar-Salvador 2007).

Hasta hoy, en la única plantación de *N. alessandrii* que ha sido documentada, se señala que la protección con sombra vertical es vital para evitar una alta mortalidad y, además, se sugiere que con plantas muy esbeltas no se tendría un buen resultado (figura 5) (Santelices *et al.* 2012b). En este mismo sentido con plantas de menor altura y más robustas (datos sin publicar) establecidas bajo sombra horizontal como parte de un trabajo de enriquecimiento de un bosque de la especie en la Reserva Nacional Los Riles, se ha obtenido una supervivencia casi completa después de haber transcurrido una temporada desde el establecimiento.

En el caso de *N. glauca*, no se tienen antecedentes sobre el establecimiento de plantaciones. Sin embargo, a la luz de los atributos morfológicos e índices de calidad de trabajos realizados (Santelices *et al.* 1995, Espinoza 1997, Santelices *et al.* 2006, González *et al.* 2009), se podría esperar un buen desempeño en campo con plantas de esas características, es decir, con alturas de 25 cm, diámetro de cuello de 3 mm, e índice de esbeltez de 0,3-0,5. Sin embargo, es una tarea pendiente verificar en terreno si estos atributos, y también otros, aseguran una mayor supervivencia y crecimiento inicial.



Figura 5. Plantación de *Nothofagus alessandrii* utilizando protección lateral y control de malezas (A=Sombra más herbicida químico y B=Sombra más mulch de plástico).

Actualmente, casi sin excepción, las plantas de estas dos especies se producen en contenedores, lo que es sin duda una condición favorable al ser implantadas en un ambiente mediterráneo, en relación a aquellas cultivadas a raíz desnuda. Sin embargo, el efecto del espaciamiento de los envases en la esbeltez de las plantas deber ser abordado (cultivos muy densos tienden a inducir la elongación y poca ramificación de la parte aérea, y menor crecimiento diametral). La fertilización es probablemente el tratamiento cultural que más incide en la calidad de las plantas (Davis *et al.* 2011) y por ello debería ahondarse la investigación en este sentido, especialmente para *N. glauca*. En resumen, deberían afinarse los tratamientos culturales aplicados en vivero en función de los atributos deseados para especies mediterráneas y evaluarse posteriormente en campo.

Si bien es cierto que existe una mayor dificultad para evaluar la calidad de las plantas por medio de sus atributos fisiológicos y de respuesta, es deseable llegar a una caracterización de este tipo en la selección en el vivero.

¿Cuáles serían los desafíos pendientes para ambas especies? Sin duda que las pruebas de campo son necesarias para validar todos los indicadores de calidad evaluados en la etapa de vivero. Así, debería profundizarse la investigación en los siguientes tratamientos, todos de uso habitual en vivero:

- Efecto del uso de contenedores de cavidades de diferente volumen y del espaciamiento entre los envases sobre el tamaño de la planta. Incidencia en la arquitectura de las raíces de las plantas, especialmente al ser tratadas las paredes de los contenedores con sales de cobre.
- La fertilización como herramienta para mejorar el estado nutricional de la planta en el vivero y su potencial efecto pos-plantación ¿Son capaces estos dos *Nothofagus* de almacenar un exceso de nutrientes como otras *Fagaceae* mediterráneas?
- La micorrización controlada en vivero como una herramienta que puede mejorar los atributos morfológicos y fisiológicos de las plantas y así permitir superar las limitaciones del sitio de plantación.

– La propagación por estacas en *N. alessandrii* es posible pero con resultados pobres en términos de porcentaje de enraizamiento y calidad de raíces. Por ello, es necesario profundizar la investigación con las variables hasta ahora abordadas y evaluar otras como el tamaño del esqueje, uso de cama caliente, efecto de otras auxinas diferentes al AIB, etc.

REFERENCIAS

- Arroyo M, M Riveros, A Peñaloza, L Cavieres, A Faggi. 1996. Phytogeographic relationships and regional richness patterns of the cool temperate rainforest flora of southern South America. In Lawford R, P Alaback, E Fuentes eds. High-Latitude Rainforests and Associated Ecosystems of the West Coasts of the Americas: Climate, Hydrology, Ecology and Conservation. New York. Springer. p. 34-172.
- Benoit I. 1989. Libro rojo de la flora terrestre de Chile (Primera parte) Santiago, Chile. Editorial de la Corporación Nacional Forestal (CONAF). 157 p.
- Birchler T, RW Rose, A Royo, M Pardos. 1998. La calidad de la planta: revisión del concepto, parámetros definitorios e implementación práctica. *Investigación Agraria: Sistema de Recursos Forestales* 7: 109-121.
- Burgos A, AA Grez, RO Bustamante. 2008. Seed production, pre-dispersal seed predation and germination of *Nothofagus glauca* (Nothofagaceae) in a temperate fragmented forest in Chile. *Forest Ecology and Management* 255: 1226-1233.
- Bustamante RO, C Castor. 1998. The decline of an endangered temperate ecosystem: the ruil (*Nothofagus alessandrii*) forest in central Chile. *Biodiversity and Conservation* 7: 1607-1626.
- Bustamante RO, O Grez. 1995. Consecuencias ecológicas de la fragmentación de los bosques nativos. *Ambiente y Desarrollo* 11: 58-63.
- Cabello A. 2004. *Nothofagus macrocarpa* “Roble de Santiago” y las dificultades de propagación de las especies del género *Nothofagus*. *Revista del Jardín Botánico Chagual* 2: 37-41.
- Davis AS, AL Ross-Davis, RK Dumroese. 2011. Nursery Culture Impacts Cold Hardiness in Longleaf Pine (*Pinus palustris*) Seedlings. *Restoration Ecology* 19: 717-719.
- Donoso C. 1993. Bosques templados de Chile y Argentina. Variación, estructura y dinámica. Santiago, Chile. Editorial Universitaria. 484 p.
- Donoso C, E Landaeta. 1983. Ruil (*Nothofagus alessandrii*), a threatened Chilean tree species. *Environmental Conservation* 10: 159-162.
- Espinoza N. 1997. Técnicas de propagación por semillas de hualo. Tesis Ingeniero Forestal. Santiago, Chile. Depto. de Silvicultura, Universidad de Chile. 84 p.
- González M, I Quiroz, E García, H Soto. 2009. Plantas de *Nothofagus glauca* (Phil.) Krasser, ensayos de germinación y producción. *Chile Forestal* 344: 40-44.
- Hechenleitner P, M Gardner, P Thomas, C Echeverría, B Escobar, P Brownless, C Martínez. 2005. Plantas amenazadas del centro-sur de Chile. Distribución,

- conservación y propagación. Valdivia, Chile. Universidad Austral de Chile y Real Jardín Botánico de Edimburgo. 188 p.
- Landis TD, RW Tinus, SE McDonald, JP Barnett. 1995. Nursery Planning, Development, and Management. Vol. 1. The Container Tree Nursery Manual. Agric. Handbook 674. Washington, DC. U.S. Department of Agriculture, Forest Service. 188 p.
- Le-Quesne C, L Sandoval. 2001. Extensión del límite sur para *Nothofagus glauca* (Phil.) Krasser. *Gayana Botanica* 58: 139-142.
- Litton CM, R Santelices. 2002. Early post-fire succession in a *Nothofagus glauca* forest in the Coastal Cordillera of south-central Chile. *International Journal of Wildland Fire* 11: 115-125.
- Litton CM, R Santelices. 2003. Effect of wildfire on soil physical and chemical properties in a *Nothofagus glauca* forest, Chile. *Revista Chilena de Historia Natural* 76: 529-542.
- Myers N, M Mittermeier, C Mittermeier, G Da Fonseca, J Kent. 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature* 403: 853-858.
- Navarro-Cerrillo RM, P Villar-Salvador, A Del Campo. 2006. Morfología y establecimiento de los plántones. In Cortina J, JL Peñuelas, J Puértolas, R Savé, A Vilagrosa eds. Calidad de planta forestal para la restauración en ambientes mediterráneos, estado actual de conocimientos. España. Ministerio del Medioambiente, Dirección general para la biodiversidad. p. 67-88.
- Olivares P, J San Martín, R Santelices. 2005. Ruil (*Nothofagus alessandrii*): Estado del conocimiento y desafíos para su conservación. Talca, Chile. Comisión Nacional del Medioambiente (CONAMA). 55 p.
- Pérez-Fernández M, J Gómez-Gutiérrez. 2007. Imortancia e interpretación de la latencia y germinación de semillas en ambientes naturales. In Rey-Benayas JM, T Espigares-Pinilla, JM Nicolau-Ibarra eds. Restauración de ecosistemas mediterráneos. Alcalá de Henares, España. Universidad de Alcalá. p. 87-112.
- Puértolas J, L Gil, JA Pardos. 2003. Effects of nutritional status and seedling size on field performance of *Pinus halepensis* planted on former arable land in the Mediterranean basin. *Forestry* 76: 159-168.
- Rodríguez D. 2008. Indicadores de calidad de planta forestal. México. Mundi Prensa. 156 p.
- San Martín J, R Santelices, R Henríquez. 2006. *Nothofagus alessandrii* Espinosa, Ruil. Familia: *Fagaceae*. In Donoso C ed. Las Especies Arbóreas de los Bosques Templados de Chile y Argentina: Autoecología. Valdivia, Chile. Marisa Cuneo Ediciones. p. 390-400.
- San Martín J, C Sepúlveda. 2002. Diagnóstico del estado actual de los fragmentos de *Nothofagus alessandrii*, ruil, *Fagaceae* (= *Nothofagaceae*), de la Región del Maule, Chile Central. Talca, Chile. Comisión Nacional del Medioambiente (CONAMA). 45 p.
- Santelices R. 2007. Efecto del ácido indolbutírico (AIB) y de la presencia de hojas en el arraigamiento de estacas de *Nothofagus glauca* (Phil.) Krasser cosechadas en dos épocas diferentes. *Ecologia Austral* 17: 151-158.

- Santelices R, A Cabello. 2006. Efecto del ácido indolbútrico, del tipo de la cama de arraigamiento, del sustrato, y del árbol madre en la capacidad de arraigamiento de estacas de *Nothofagus glauca* (Phil.) Krasser. *Revista Chilena de Historia Natural* 79: 55-64.
- Santelices R, C Donoso, A Cabello. 2006. *Nothofagus glauca* (Phil.) Krasser, Hualo, Roble maulino, Roble colorado (Maule). Familia: *Fagaceae*. In Donoso C eds. Las Especies Arbóreas de los Bosques Templados de Chile y Argentina: Autoecología. Valdivia, Chile. Marisa Cuneo Ediciones. p. 433-442.
- Santelices R, F Drake, C Mena, R Ordenes, RM Navarro Cerrillo. 2012. Current and potential distribution areas for *Nothofagus alessandrii*, an endangered tree species from central Chile. *Ciencia e Investigación Agraria* 39: 521-531.
- Santelices R, L Herrera, J Osoros. 1995. Cultivo en vivero del hualo (*Nothofagus glauca* (Phil.) Krasser) bajo diferentes gradientes de luminosidad y espaciamiento. *Ciencias Forestales* 10: 3-13.
- Santelices R, RM Navarro-Cerrillo, F Drake. 2009. Caracterización del material forestal de reproducción de cinco procedencias de *Nothofagus alessandrii* Espinosa una especie en peligro de extinción. *Interciencia* 34: 113-119.
- Santelices R, RM Navarro-Cerrillo, F Drake. 2011a. Propagation and Seedling Cultivation of the Endemic Species *Nothofagus alessandrii* Espinosa in Central Chile. *Restoration Ecology* 19: 177-185.
- Santelices R, RM Navarro Cerrillo, F Drake. 2012. Establishment of a *Nothofagus alessandrii* plantation using different levels of shade and weed control methods in Talca Province, central Chile. *Southern Forest*. 74: 71-76.
- Santelices R, RM Navarro Cerrillo, F Drake, C Mena. 2011b. Efecto de la cobertura y de la fertilización en el desarrollo de plantas de *Nothofagus alessandrii* cultivadas en contenedor. *Bosque* 32: 85-88.
- Santelices R, M Riquelme, F Rojas. 1996. Aspectos sobre la semilla y germinación de *Nothofagus glauca* (Phil.) Krasser de dos procedencias de la VII Región. *Ciencia e Investigación Forestal* 10: 297-305.
- Serra M, R Gajardo, A Cabello. 1986. Programa de protección y recuperación de la flora nativa de Chile, Ficha técnica de especies amenazadas: *Nothofagus alessandrii* Espinosa “ruil” (*Fagaceae*), especie en peligro. Santiago, Chile. Corporación Nacional Forestal (CONAF).
- Thomson S. 1985. Seedling morphological evaluation - what you can tell by looking. In Duryea ML ed. Proceedings: Evaluating seedling quality: principles, procedures, and predictive abilities of major tests. Corvallis, USA. Forest Research Laboratory, Oregon State University. p. 59-70.
- UICN. 2001. Categorías y criterios de la lista roja de la UICN: Versión 3.1. Gland, Suiza y Cambridge, Reino Unido. Comisión de Supervivencia de Especies de la UICN. 33 p.
- Urzúa A. 1975. Cambio de estructura en el bosque de *Nothofagus glauca* (Phil.) Krasser. Tesis Ingeniería Forestal. Santiago, Chile. Facultad de Ciencias Forestales, Universidad de Chile. 38 p.

Plantas de Nothofagus mediterráneos para restauración

Villar-Salvador P. 2007. Importancia de la calidad de planta en los proyectos de revegetación *In* Rey-Benayas JM, T Espigares-Pinilla, JM Nicolau-Ibarra eds. Restauración de ecosistemas mediterráneos. Alcalá de Henares, España. Universidad de Alcalá. p. 65-86.

Capítulo 4

Necesidades, opciones y futuro del manejo multietáneo en el centro-sur de Chile

Needs, options and future for uneven-age management in South central Chile

PABLO DONOSO H.

RESUMEN

El manejo multietáneo genera un creciente interés en el mundo debido a que se ve como una mejor alternativa que el manejo coetáneo en aspectos como estética, resiliencia al cambio climático y manejo de vida silvestre. En Chile prácticamente no se aplica manejo multietáneo debido a que las cortas parciales establecidas en la ley (D.S. 259), conocidas como cortas selectivas, no regulan la estructura residual de estos bosques y sólo controlan el porcentaje de extracción de área basal, sin importar el área basal original. La situación empeora considerando que estas cortas legales pueden aplicarse cada 5 años, con lo cual un bosque multietáneo en sólo 10 años (3 cortas a los años 0, 5 y 10) puede ver completamente modificada su estructura y composición. En el presente trabajo se presentan diversas razones que justifican la aplicación de manejo multietáneo en Chile, y se proponen aproximaciones y recomendaciones de aplicación de manejo multietáneo a través de cortas de selección en los principales tipos forestales del centro-sur de Chile. Adicionalmente se presentan alternativas de conversión de bosques coetáneos a bosques multietáneos a través de raleos de restauración que buscan generar atributos de bosques adultos en bosques secundarios en proceso de transformación. Finalmente se proponen algunas recomendaciones para considerar en nuevos reglamentos o normas para el manejo multietáneo en bosques adultos del centro-sur de Chile.

Palabras clave: Bosques mixtos, cortas de selección, raleos ecológicos, bosques siempreverdes.

SUMMARY

Uneven-aged management is gaining interest in the World since it is seen as a better alternative than even-aged management in issues such as aesthetics, resiliency to climate change and wildlife management. In Chile there is almost no uneven-aged management since the partial cuttings established by law (D.S. 259), known as selective cuttings, do not regulate the residual structure of these forests and only control the percentage of basal area harvested disregarding the original basal area of the stand. The situation worsens considering that these cuts can be applied every 5 years, resulting that in only 10 years (3 cuts at year 0, 5 and 10) the structure and composition of the stand can be totally modified. In this work several reasons that justify the application of uneven-aged management in Chile are given, as well as recommendations on how to apply uneven-aged management through selection cuttings in the main forest types of south-central Chile. In addition I present alternatives to convert even-aged forest stands into uneven-aged stands through restorative or ecological thinnings that are aimed to create attributes of old-growth forests in secondary forests under the process of conversion. Finally some recommendations for new regulations for uneven-aged management in south-central Chile are given.

Key words: Mixed forests, ecological thinnings, evergreen forests.

4.1 Relevancia global y local del manejo multietáneo de bosques

La subdivisión manejo multietáneo de la división silvicultura de la IUFRO (*International Union of Forest Research Organizations*) señala “un renovado interés en la silvicultura multietánea está ocurriendo alrededor del mundo en la medida que crecientemente se ve como una alternativa viable a sistemas coetáneos en cuanto a preocupaciones sobre estética, resiliencia al cambio climático, manejo de vida silvestre o mantención de una cubierta continua”. Stout (1998) señala que las dos razones fundamentales que hacen atractiva a la silvicultura multietánea son que corresponde a una buena alternativa ante las reacciones públicas negativas hacia muchos métodos silviculturales coetáneos, y que proveen los beneficios propios de bosques con estructuras complejas como vida silvestre, recreación y diversidad. Sin embargo, además de los beneficios ecológicos y paisajísticos de la silvicultura multietánea, ésta también puede ser ventajosa con respecto a la silvicultura coetánea en términos económicos. Esto se debe a que en este tipo de silvicultura se trabaja con especies de crecimiento más lento a través de ciclos de corta (y no rotaciones) que permiten que cada 10-15 años (en promedio) se cosechen árboles maduros de dimensiones medianas a grandes y de alto valor. Sin embargo, a pesar de la

existencia de algunas evidencias acerca de las ventajas económicas de la silvicultura multietánea en algunos casos, la generación de mayor información acerca de cómo generar bosques multietáneos altamente productivos sigue siendo una limitación para que haya una mayor adopción de este sistema por parte de los usuarios de bosques (Emmingham 1998, O'Hara 1998). En todo caso, hay un cambio en las preferencias de la sociedad con respecto al uso de los bosques y ese cambio es tendiente a preferir bosques de cubierta continua (Schutz *et al.* 2011).

Diversos nombres han recibido las aproximaciones silviculturales o de manejo forestal que tienden a mantener estructuras multietáneas en los rodales forestales. Estos nombres incluyen “forestería de cobertura continua”, “silvicultura ecológica”, “forestería cercana lo natural”, “pro-silva”, y sin duda uno de los más conocidos “silvicultura de selección” o “Plenterwald” (O'Hara 1998 y referencias allí citadas). El objetivo de este capítulo en todo caso no es entrar a describir las especificidades de estas aproximaciones, sino que referirse específicamente a la silvicultura de selección y sus potenciales aplicaciones en Chile.

4.2 Bases conceptuales de la silvicultura multietánea

La silvicultura multietánea fundamentalmente consta de las cortas de selección, sean estas de árbol individual o en grupos (Smith *et al.* 1997, Nyland 2002). En las cortas de selección de árbol individual, en general las especies favorecidas son aquellas tolerantes a la sombra y en menor medida las semitolerantes a la sombra, mientras que en las de selección en grupos también se ven parcialmente favorecidas las especies semitolerantes. En ambos casos, el crecimiento de las especies bajo una corta de selección puede aumentar entre un 50 % (árboles grandes) y un 150 % (árboles pequeños) en relación al crecimiento de estas especies en un bosque sin manejo (Nyland 2002). Para que ello ocurra, sin embargo, se debe aplicar el sistema de selección, o cortas de selección, incluyendo intervenciones en toda o gran parte de la distribución diamétrica del bosque, es decir efectuando la corta de cosecha y regeneración (el método silvicultural) y, al mismo tiempo, cortas de mejoramiento/raleo en las clases diamétricas inmaduras, es decir aquellas bajo el diámetro establecido de corta. Si sólo se aplica el método de selección (corta de cosecha y regeneración), es decir se cosechan los árboles maduros (definidos como tales a través de criterios biológicos o financieros), sobre un determinado diámetro, la competencia entre las clases inmaduras no es mayormente modificada y, en consecuencia, no se puede regular el crecimiento del bosque para recuperar un volumen similar al final de cada ciclo de corta, que es lo que le da la sustentabilidad al sistema de selección.

En algunas regiones del mundo las cortas de selección constituyen el sistema silvicultural más usado para el manejo de bosques nativos (por ejemplo en gran parte de Europa y partes de Canadá y Estados Unidos). Estas cortas buscan mantener la

condición de multietaneidad de los bosques. En la correcta y exitosa aplicación de las cortas de selección hay tres variables que tienen que ser controladas si se desea que éstas no sólo sean cortas parciales sino que además permitan darle un rendimiento sostenido al bosque a través de ciclos de corta en períodos regulares. Estas variables corresponden a la determinación de un máximo diámetro residual (método de selección, se cortan los árboles sobre ese diámetro), de un área basal a dejar después de la corta (área basal residual), y de una estructura diamétrica deseada luego de la corta. Una correcta combinación de estas tres variables puede conducir a que un bosque tenga permanentemente similares tasas de crecimiento durante un ciclo de corta (generalmente de una duración entre 10 y 20 años).

El diámetro máximo residual al aplicar cortas de selección debe determinarse por criterios biológicos o financieros. Desde un punto de vista fisiológico, en bosques multietratificados y multietáneos los árboles que en general alcanzan los mayores crecimientos en diámetro son los de tamaño intermedio, aquellos que han alcanzado el dosel principal y son aún jóvenes y vigorosos (Goff y West 1974). De acuerdo a una aproximación financiera una forma de estimar el diámetro máximo residual es cuando la tasa de crecimiento porcentual en volumen del árbol individual es igual a la tasa de interés alternativa (Nyland 2002). Por ejemplo, este diámetro en bosques de especies latifoliadas del Noreste de los Estados Unidos de América es de 50-55 cm (Nyland 2002), en bosques en que naturalmente los árboles alcanzan cerca de 100 cm. En bosques del centro-sur de Chile los máximos crecimientos en diámetro ocurren cuando los árboles (al menos en tepa y mañío hembra) tienen entre 40 y 60 cm (un poco más en área basal) (Donoso 2005, Donoso *et al.* 2009). En función de estos crecimientos y del valor de maderas de grandes dimensiones en el mercado, es razonable el planteamiento de Donoso (2002) en cuanto a seleccionar un diámetro máximo residual entre 70 y 90 cm en estos bosques donde los árboles más grandes logran alcanzar cerca de 200 cm en diámetro.

El área basal a dejar después de una corta de selección, o área basal residual, determinará en gran medida qué especies tendrán mayor probabilidad de éxito de regenerar y crecer en el bosque futuro. A menor área basal por hectárea mayores son las posibilidades para la regeneración de especies de tolerancia media (Crow y Metzger 1997, Nyland 2002), así como mayores las tasas de crecimiento en diámetro de los árboles (Donoso 2002, Donoso 2005, Durán *et al.* 2005). Tomando esto en consideración, debería ser posible tener éxito en la regeneración y crecimiento de especies de tolerancia media en bosques del centro-sur (e.g. *Eucryphia cordifolia*, *Nothofagus nitida*, *Nothofagus alpina*, *Saxegothaea conspicua*, *Persea lingue*, *Laurelia sempervirens* y *Drimys winteri*) sometidos a cortas de selección. Los bosques del centro-sur de Chile, entre los 38 y los 43 °S, en su estado maduro y sin intervención humana tienen en promedio entre 60 y 100 m² ha⁻¹ (Donoso *et al.* 1986, Donoso 2002, Donoso *et al.* 2009); en esas condiciones están en un estado

de equilibrio dinámico (Steady State – Bormann y Likens 1979) donde las tasas de mortalidad y crecimiento son similares, por lo que el crecimiento neto en biomasa aérea o volumen es cercano a cero. A través de la silvicultura, con la cual se busca generar rodales forestales productivos en madera y fibra, es necesario reducir el área basal de los bosques maduros sin intervención. Los niveles de reducción, generalmente expresados en el área basal residual, serán gravitantes en las tasas futuras de crecimiento y en la composición de especies.

La estructura deseada a dejar luego de que el bosque es sometido a la corta, o estructura residual, es la tercera variable que deber ser controlada en la aplicación de las cortas de selección o del sistema de selección. Esta estructura se refiere a la estructura de diámetros o frecuencia de individuos por clase diamétrica. La forma ideal de determinar qué estructuras son sustentables en los bosques (es decir generan rentabilidad financiera en el largo plazo en base a la mantención de la productividad del sitio debido a prácticas ecológicas correctas) es a través de experiencias, es decir de evaluación de ensayos de terreno en el largo plazo. Ejemplos de esto son las estructuras usadas en la actualidad en el noreste de Estados Unidos (la llamada estructura de Arbogast –Nyland 2002) y en partes de Europa a través del sistema de Plenterwald (Siebert 1999). Alternativamente, una aproximación inicial para determinar estructuras adecuadas para la aplicación de cortas de selección es observando en bosques multietáneos de distinta estructura y densidad cuáles son aquellos en que ocurre una mejor regeneración y crecimiento (Donoso 2002).

4.3 Escenario actual de no-manejo de bosques multietáneos y aumento de bosques degredados

La mayoría de los bosques nativos multietáneos son mal manejados a través de cortas ilegales y legales (Lara *et al.* 2003). Cuando es legal, a través de planes de manejo, las intervenciones en bosques adultos generalmente son hechas con las llamadas cortas “selectivas” o de entresaca establecidas en el DS 259 del DL N°701. En el caso del tipo forestal Siempreverde (Donoso 1981, Donoso 1993) también los bosques adultos pueden ser intervenidos a través de las Normas de Manejo, las cuales sólo incluyen métodos coetáneos y por lo tanto son conducentes a bosques coetáneos, siendo estas principalmente las de protección regular o de tala rasa/protección en fajas. En el caso de las cortas selectivas éstas autorizan a extraer hasta un 35 % del área basal por hectárea en ciclos de corta que pueden ser de sólo cinco años. Ninguna de estas opciones permite mantener una estructura multietánea balanceada y sostener la productividad del sistema en el tiempo, como se verá a continuación.

Las cortas para bosques coetáneos obviamente terminan con la estructura multietánea de éstos. Las cortas selectivas tampoco son sostenibles ya que con ciclos de cortas de 5 años al cabo de tres entradas (años 0, 5 y 10), y sin regular

el área basal mínima para autorizar una corta, el bosque puede ser completamente convertido desde su estructura multietánea hacia un bosque con una estructura destruida y productividad perdida. Por ejemplo, si un bosque que originalmente tiene 90 m²/ha en área basal es sometido a tres cortas selectivas con ciclos de corta de 5 años entre ellas, extrayendo cada vez el 35 % del área basal, y suponiendo que en éste se mantiene un crecimiento anual medio en área basal de 1 m²/ha/año, tendrá tan solo 30 m²/ha después de la tercera corta o 35 m²/ha justo antes de una cuarta corta. Como la ley no especifica qué tipo de árboles se deben extraer, en general los propietarios extraen los mejores individuos de las especies más valiosas, lo cual en términos de clases diamétricas ocurre entre los 40 y 80 cm principalmente. Es decir, con este esquema en el corto o mediano plazo se pierde la productividad del bosque debido a la pérdida de área basal/volumen, la estructura del bosque se transforma desde una de tipo J inversa hacia una con un vacío en varias clases diamétricas, y la composición se modifica (se empobrece) debido a la extracción focalizada en las especies más valiosas (Donoso *et al.* 1999). Aunque la intención inicial de estas cortas selectivas era seguramente promover el manejo multietáneo de bosques con tales características, con el tiempo lo que han demostrado es lo que por definición es una corta selectiva, es decir una corta que remueve sólo ciertas especies y árboles grandes de alto valor, ignorando los requerimientos para la regeneración, producción y rendimiento sostenido (Nyland 2002). Este tipo de cortas en Chile se conocen como Floreos. Como consecuencia los bosques pierden su estructura, su productividad y la diversidad de especies nativas, así como muchos bienes y servicios que alguna vez proveyeron (Lamb y Gilmour 2003).

Cuando los bosques del centro-sur de Chile son sometidos a cortas selectivas, especies heliófitas del género *Chusquea* (Bambuceae) que en general tienen baja presencia y cobertura cuando hay un dosel boscoso denso o cerrado (Donoso y Nyland 2005), aumentan aceleradamente su crecimiento y cobertura y son importantes inhibidoras para el establecimiento y crecimiento de las especies arbóreas (González *et al.* 2002, Donoso y Nyland 2005; figuras 1 y 2). Los efectos de estas cortas selectivas en la distribución diamétrica de los bosques intervenidos se pueden observar en las propuestas presentadas por algunos consultores forestales y aprobadas por CONAF debido a que cumplen con el requisito de extracción de no más de 35 % del área basal. En un taller en que se evaluaron 20 planes de manejo aprobados se observó (luego de discutir en qué consisten las cortas de selección) que no había ningún criterio que permitiera vislumbrar una intención para regenerar los rodales de cada plan de manejo y generar un rendimiento sostenido en ellos. Estos casos se ilustran en dos ejemplos de bosques con una estructura tipo J inversa y áreas basales medias a altas que reflejan una leve o nula intervención previa (figura 3). En la figura izquierda no se observa un criterio de extracción por clase diamétrica (es errática la extracción según clase diamétrica y la estructura tipo J inversa (aunque irregular) es

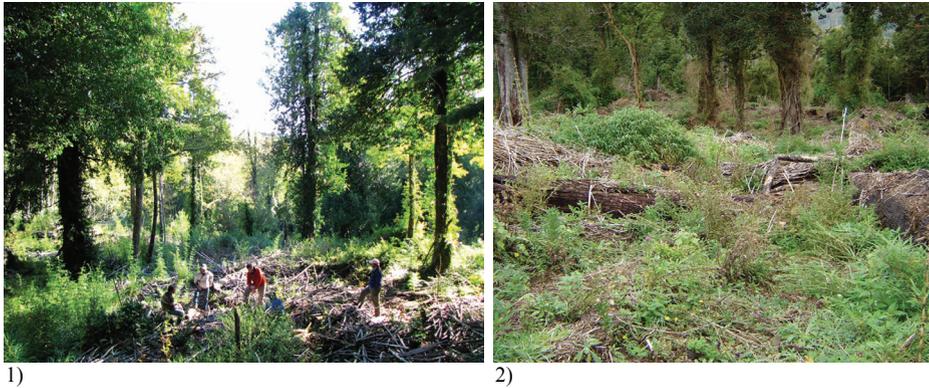


Figura 1: Bosque del tipo forestal coihue-raulí-tepa en la cordillera de Los Andes de Valdivia (40 °S) en que se extrajo casi la totalidad del coihue y el raulí unos 40 años antes de la toma de esta foto (Foto: Daniel Soto). **Figura 2:** Bosque del tipo forestal siempreverde de altitudes medias que fue severamente intervenido y en que quedaron en el suelo algunos árboles que se decidió no cosecharlos seguramente por la mala calidad relativa que tenían (Rodrigo Mujica). En ambos casos quedaron en pie especies de menor valor comercial al momento de la corta, un dosel muy abierto y en el sotobosque varias especies arbustivas dominadas por especies del género *Chusquea*.

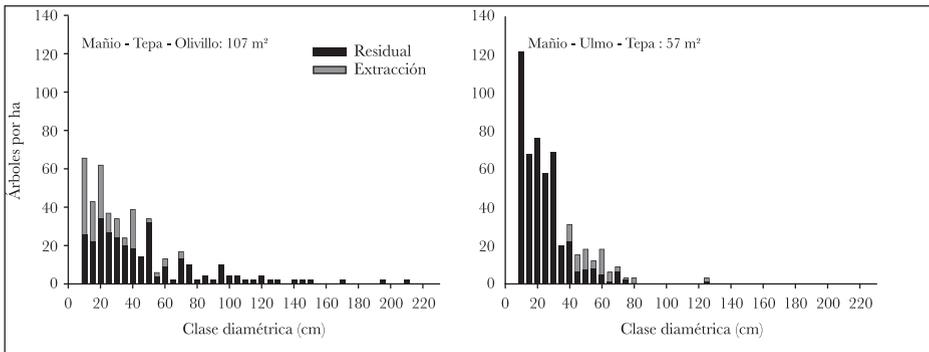


Figura 3. Ejemplos de cortas selectivas en bosque siempreverdes en el centro-sur de Chile. En el gráfico de la izquierda la corta es errática entre clases diamétrica y no se interviene sobre los 80 cm; en el gráfico de la derecha sólo se interviene sobre 43 cm, también en forma errática, y no se interviene entre las clases inmaduras (Datos entregados por CONAF región de los Ríos en el marco del Curso-Taller Ecología y Silvicultura de los Bosques nativos dictado por Pablo Donoso H. y Mauro González C. el año 2009 en la Universidad Austral de Chile en Valdivia).

fuertemente afectada debido a la extracción focalizada en los diámetros inferiores a 75 cm y la nula extracción en los diámetros mayores. En la figura derecha hay una aparente definición del diámetro máximo residual (43 cm, un tanto bajo), pero no se intervienen las clases menores, es decir se aplica aparentemente el método de selección pero no el sistema de selección que implica la intervención de clases diamétricas inmaduras. Es posible en ambos casos que los efectos de sucesivas cortas con estos criterios lleven a que cada rodal pierda la estructura original y la productividad potencial que se puede lograr a través de la silvicultura de selección.

En resumen, en la actualidad los bosques adultos multietáneos se están degradando a través de cortas ilegales y, lo más lamentable, también mediante cortas legales. Esta situación debe ser revertida con urgencia. Esta es la razón fundamental que recomienda la adopción del manejo multietáneo. Otras siete razones lo justifican, y este es el tema de la siguiente sección.

4.4 Siete razones por qué promover el manejo multietáneo en bosques nativos

Es común escuchar en Chile la pregunta de para qué manejar bosques nativos adultos en circunstancias de que es mejor obtener maderas de plantaciones o de bosques nativos coetáneos, es decir bosques secundarios jóvenes (llamados renovales en Chile), y que no hay que intervenir los bosques adultos para fines de producción maderera ya que estos sólo deben entregar servicios ecosistémicos como agua, captura de carbono, belleza escénica, biodiversidad, etc. En el mundo efectivamente hay una creciente oferta de madera que proviene de plantaciones, y esta se plantea como una opción para reducir la presión sobre bosques primarios que decrecen a tasas alarmantes (Kirilenko y Sedjo 2007, Paquette y Messier 2010). La preocupación por la reducción de bosques primarios obedece a que éstos pueden proveer muchos servicios ecosistémicos que las plantaciones o bosques secundarios proveen en menor magnitud. Si bien esta preocupación tiene plena justificación, la silvicultura multietánea permite mantener la provisión de estos servicios ecosistémicos además de proveer bienes únicos (Nyland 2002) y en consecuencia es una alternativa viable debido a su potencial impacto sobre comunidades humanas. Las siguientes son algunas razones que justifican el manejo multietáneo de bosques en general y en Chile en particular:

*1) Es prácticamente la única alternativa para poder seguir produciendo madera de especies de sucesión tardía de alto valor maderero, las cuales tienen pocas posibilidades de ser producidas en el marco del manejo de bosques coetáneos como con plantaciones o bosques secundarios. Esta situación incluye especialmente a especies como las Podocarpaceas o mañíos (*Podocarpus nubigena*, *Saxegothaea**

conspicua y *Podocarpus salignus*), lingue (*Persea lingue*), olivillo (*Aextoxicon punctatum*). También puede incluirse en esta categoría a algunas especies semitolerantes como laurel (*Laurelia sempervirens*), canelo (*Drimys winteri*), ulmo (*Eucryphia cordifolia*), y tal vez a algunos *Nothofagus* como raulí (*N. alpina*), y coihue de Chiloé (*N. nitida*), las cuales también tienen buenas (o muy buenas en algunos casos) posibilidades de desarrollo en bosques coetáneos o bietáneos, ya sea en bosques secundarios o plantaciones (Wienstroer *et al.* 2003 y Donoso *et al.* 2011 en relación a raulí, Uteau y Donoso 2009 en relación a ulmo y laurel).

2) Hay miles de propietarios privados de bosques adultos multietáneos cuya opción es cosechar sus bosques y no dejarlos intactos o usarlos para otros fines (ecoturismo, productos forestales no madereros, etc.). Estos propietarios requieren propuestas de manejo multietáneo para sus bosques que les permitan hacer un uso sustentable de éstos. De hecho el manejo multietáneo, con ciclos de corta de 10 a 15 como se podría esperar para los bosques de la zona centro-sur, es la única opción para estos propietarios de obtener ingresos en períodos cortos de tiempo además de las plantaciones de especies de muy rápido crecimiento, especialmente las de *Eucalyptus* sp.

3) Una alta proporción de lo que hoy son bosques secundarios jóvenes seguirán la sucesión forestal y se convertirán en bosques multietáneos. Estos bosques secundarios están ubicados en general en zonas de muy buen acceso y en consecuencia tienen o tendrán un gran potencial económico en relación a la generación de productos madereros. Los bosques secundarios en la actualidad tienen entre 60 y 80 años ya que son producto de los grandes incendios principalmente de la primera mitad del Siglo XX (Otero 2006). Estos bosques, que en el centro-sur de Chile están dominados principalmente por especies del género *Nothofagus* (*N. dombeyi*, *N. obliqua*, *N. alpina*, y *N. glauca*) y canelo (aunque también hay bosques secundarios dominados por otras especies como ulmo y notro (*Embothrium coccineum*)), están en una etapa de transición entre las de exclusión fustal y de reinicio de la regeneración (sensu Oliver y Larson 1996) que implica que en ellos se están estableciendo especies tolerantes en el sotobosque (Donoso *et al.* 1993, Donoso *et al.* 1999b, Lusk y Ortega 2003, Soto y Donoso 2006). Algunos bosques secundarios incluso se iniciaron con una composición mixta de especies de distinta tolerancia debido al tipo de disturbio que los originó. En estos bosques las especies se han estratificado en el perfil vertical, por ejemplo con las especies de *Nothofagus* ocupando el dosel superior y aproximadamente el 80 % del área basal total, y las tolerantes y semitolerantes a la sombra ocupando los doseles intermedio e inferior con el resto del área basal total (Donoso *et al.* 1993, Lusk y Ortega 2003).

4) *Hay altas posibilidades de rehabilitar o restaurar (sensu Lamb y Gilmour 2003) miles (o tal vez millones) de hectáreas de bosques degradados en el centro-sur de Chile que aún mantienen parte de la estructura y composición de los bosques adultos cosechados originalmente.* El proceso de rehabilitación debería conducir a la creación de bosques multietáneos. Por tratarse de bosques en zonas accesibles también (por eso fueron degradados), una proporción importante de estos bosques serían sometidos a manejo multietáneo.

5) *La sociedad en general prefiere bosques de cubierta continua y con atributos de bosques adultos como los que se generan con el manejo multietáneo de bosques.* Esta preferencia de la sociedad está fuertemente determinada por el efecto visual y emocional que producen estos bosques multietáneos (Kimmins 2003), así como por el rechazo que producen algunos métodos coetáneos de cosecha y regeneración, especialmente la tala rasa en grandes extensiones (Bliss 2000, Muñoz-Pedrerros y Larraín 2002). Es decir, el manejo multietáneo genera una mucho mayor aceptación social, lo cual es fundamental para que una actividad productiva con recursos naturales, como la forestal, sea considerada sustentable (Bliss 2000).

6) *Los bosques adultos, y los bosques con manejo multietáneo, pueden proveer los servicios que son propios de bosques mixtos y multiestratificados, incluyendo recreación, vida silvestre y diversidad (Leak 1985, Nyland 2002).* En contraste con los bosques secundarios que son generalmente bastante puros en composición y tienen una pobre estratificación vertical y diversidad estructural, los bosques adultos tienen estos atributos que les permiten tener funciones y generar servicios únicos.

7) *La silvicultura multietánea puede ser tan rentable o más rentable financieramente que la silvicultura coetánea en muchos casos.* A través de la silvicultura multietánea se maximiza la producción volumétrica de madera aserrable o debobinable que es más escasa cuando se trabaja con métodos coetáneos, y ello, junto a la cosecha de este volumen en ciclos de corta en promedio de 10 a 20 años (lo que permite que el efecto de la tasa de interés sea menor que en rotaciones más largas asociadas a métodos coetáneos), permite que la rentabilidad de los sistemas multietáneos sea en ocasiones similar o superior a la de bosques coetáneos (Nahuelhual *et al.* 2007)

Estos siete argumentos proveen suficientes razones para entender la necesidad de promover el manejo multietáneo en Chile, con la finalidad de implementarlo actualmente en algunos bosques que son multietáneos o en el futuro en bosques que se transformarán, natural o artificialmente, en bosques multietáneos.

4.5 Opciones de manejo multietáneo en bosques adultos y parcialmente degradados

Bosques Siempreverdes. El tipo forestal siempreverde (TFS) es el de mayor superficie entre los 12 tipos forestales de Chile, con 4,15 de las 13,4 millones de hectáreas de bosques nativos en Chile (1,4 en áreas protegidas del Estado) (CONAF *et al.* 1999). El TFS es el más complejo en Chile, lo que se explica no sólo por su gran extensión y variedad de sitios en que crece, sino que también porque ocupa una importante superficie del país donde ocurre una transición de especies adaptadas a zonas mediterráneas y otras adaptadas a zonas más templadas y frías (Donoso 1981, Donoso 1993). La presencia de unas 21 especies arbóreas y varias decenas de otras especies vasculares (Donoso 1989, Donoso 1993, Aravena *et al.* 2002; Donoso y Nyland 2005) especialmente en bosques adultos multietáneos, y el hecho de que la mayoría de las especies arbóreas son de valor comercial (Donoso 1989, Díaz-Vaz *et al.* 2002), son factores que hacen que la silvicultura asociada a estos bosques sea más desafiante que aquella asociada a otros bosques de composición y estructura más simple en Chile.

La enorme variación latitudinal y altitudinal en que se encuentra el tipo forestal siempreverde (Donoso 1989, Donoso 1993) indica que se trata de un conjunto de comunidades forestales muy diversas y que al darse recomendaciones o prescripciones, ellas deben ser referidas a rodales o condiciones relativamente específicas. Las diferencias asociadas con variaciones latitudinales y longitudinales (Andes vs. Costa) son fundamentales, ya que a ellas van asociadas importantes diferencias de sitio (Donoso 1989, Donoso *et al.* 1999). En segundo lugar es necesario identificar los bosques adultos más comunes en cada macrorregión donde crecen los bosques siempreverdes en la zona centro-sur de Chile, particularmente en cuanto a su rango de variación en ocupación de sitio, expresado por ejemplo en área basal. Considerando estas variaciones se debe usar una aproximación metodológica que permita evaluar al menos un par de alternativas de cortas de selección en cada bosque representativo de cada macrorregión.

Los bosques siempreverdes de la cordillera de la Costa de Valdivia (40 °S) están dominados por tepa y ulmo, aunque a altitudes menores a 500 m s.n.m. olivillo es también una especie importante, incluyendo aquellos de la provincia de Osorno (41 °S). Sobre los 500 m s.n.m. en esta región, mañío hembra es también una especie de mayor importancia (Donoso 2002, Donoso y Nyland 2005). Coihue común puede estar presente, pero es escaso hacia la ladera occidental de la cordillera de la Costa entre los 40 y 42 °S donde hay aún muchos bosques sin intervención antrópica y no existen perturbaciones de gran escala (Donoso 1989). En la ladera oriental en cambio es posible encontrar bosques con coihue común ocupando posiciones emergentes (Llancacura en figura 4 y cuadro 1). Hacia el sur se observa una disminución de

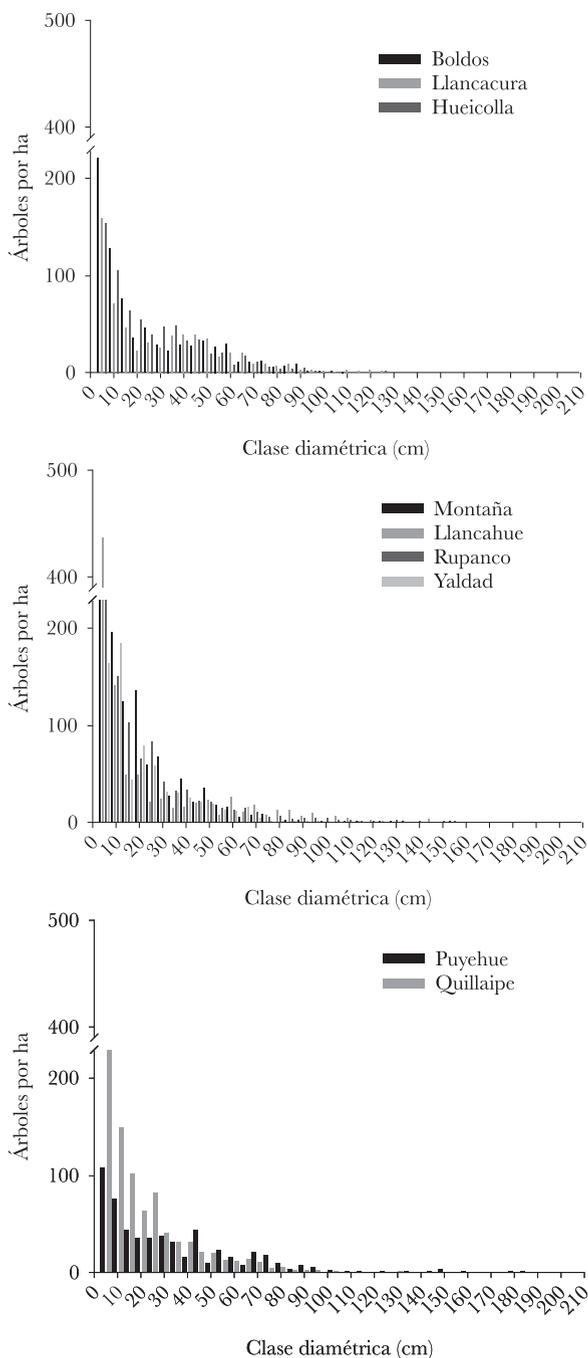


Figura 4. Distribuciones diamétricas de bosques adultos del tipo forestal siempreverde de la Cordillera de la Costa (arriba), de la Depresión Intermedia (centro) y de la Cordillera de Los Andes (abajo) entre los 39 y 43°S.

Especie		Cordillera de la Costa						Depresión Intermedia						Cordillera de Los Andes					
		Baldos		Llancaicura		Hueicolla		Montaña		Llancahué		Rupanco		Yaldad		Puyehue		Quillaipe	
		Lat	Alt	Lat	Alt	Lat	Alt	Lat	Alt	Lat	Alt	Lat	Alt	Lat	Alt	Lat	Alt	Lat	Alt
		39	350	40	650	40	550	40	250	40	250	41	200	43	50	41	600	42	400
		DMC	VI	DMC	VI	DMC	VI	DMC	VI	DMC	VI	DMC	VI	DMC	VI	DMC	VI	DMC	VI
Podocarpaceae		33	12			45	5					10	1	50	6			40	16
D. diacantoides				30	8	51	10			19	2							66	11
D. winteri		10	2			41	2			27	3			28	25				
G. avellana		15	7			10	2	18	3			21	1					27	2
E. cordifolia		61	10	64	12	76	13	81	6	74	34	62	17					86	9
N. dombeyi				152	15													156	16
N. nitida														56	9				
W. trichosperma		69	29	62	9	107	6			84	5			63	6			70	2
Mirtaceae		8	3	10	10	28	22			8	10	10	11	20	24,8			21	12
A. punctatum		22	9			48	8	46	33	34	7	25	11					48	12
L. philippiana		32	25	38	44	39	29	23	50	27	38	39	49	35	21,1			47	33
C. paniculata												31	1	19	4			31	3
P. lingue								32	2										
L. sempervirens								93	3			53	5						

coihue común que es reemplazado por coihue de Chiloé, especie que al igual que canelo aumenta fundamentalmente en forma asociada a condiciones de suelos de mal drenaje (Donoso *et al.* 2007, Gutiérrez *et al.* 2009). Esto es lo que ocurre en Quillaípe en la provincia de Llanquihue y en Yaldad en la provincia de Chiloé (figura 4 y cuadro 1). Otra especie que aumenta su presencia hacia el sur es tineo, una especie de muy lento crecimiento (Donoso *et al.* 2006) que probablemente aumenta sus habilidades competitivas en regiones donde disminuyen otras especies requirentes de mejores sitios (Innes 1992). En todos los bosques siempreverdes evaluados para la región centro-sur de Chile tepa es frecuentemente la especie con mayor valor de importancia (suma de la densidad relativa y el área basal relativa), con valores sobre 30 % excepto en los rodales de más al sur, en Quillaípe y Yaldad, donde sus valores de importancia son de 21 %.

Aparte de las características en composición, los bosques siempreverdes del centro sur de Chile se caracterizan por tener grandes áreas basales y distribuciones diamétricas del tipo J inversa o S rotada, las cuales en general son características en bosques adultos en regiones templadas (Tyrrel y Crow 1994, Leak 2001, Westphal *et al.* 2006). De los rodales evaluados y representados en la figura 4 y cuadro 1, los dos que tuvieron mayor área basal fueron los de Llancaicura (106 m²/ha) y Puyehue (111 m²/ha), los únicos con árboles emergentes de coihue común con diámetros entre 180 y 210 cm. Los rodales con menor área basal fueron los de más al sur, en Quillaípe (75 m²/ha) y Yaldad (55 m²/ha). Los rodales de la Depresión Intermedia entre los 40 y 41 °S, sin coihues emergentes pero con abundante ulmo (especie que a veces se comporta como emergente pero que siempre está en el dosel superior con grandes árboles), tuvieron también grandes áreas basales (98 m²/ha tanto en Llancahúe como en Rupanco).

La necesidad de desarrollar la silvicultura multietánea en los bosques siempreverdes obedece a que junto a las siete razones para el manejo multietáneo dadas más arriba, hay una superficie superior a un millón de hectáreas de bosques siempreverdes adultos en el centro-sur de Chile que no están en áreas silvestres protegidas (CONAF *et al.* 1999), es decir, están en manos de propietarios que muy probablemente quieren obtener ganancias a partir de la cosecha de estos bosques. Si estos bosques fuesen bien manejados, el desarrollo socioeconómico a partir de esta superficie podría ser significativo.

En Chile no hay experiencias reportadas de silvicultura multietánea en bosques siempreverdes. En los más importantes ensayos silviculturales en bosques siempreverdes en Chile, ubicados en la Cordillera de Los Andes de la provincia de Llanquihue y la Cordillera de la Costa de la provincia de Valdivia, se ensayaron principalmente cortas conducentes a bosques coetáneos. En estos ensayos inicialmente se hicieron algunas cortas similares a la aplicación del método de selección (corta de árboles individuales sobre un diámetro límite), pero éstas no

fueron monitoreadas posteriormente (comunicación personal Claudio Donoso). Las publicaciones relacionadas con estos ensayos en ambas cordilleras sólo reportan resultados relacionados con las cortas para bosques coetáneos que fueron efectuadas en estos ensayos (Donoso 1989, Donoso *et al.* 1999). Las normas de manejo para el tipo forestal siempreverde también están basadas en los resultados obtenidos de estos ensayos.

Si bien no hay ensayos o experiencias reportadas en silvicultura multietánea en bosques siempreverdes, Donoso (2002) generó algunas bases ecológicas y propuestas para la aplicación de cortas de selección en bosques siempreverdes de la Cordillera de la Costa entre los 39 y 41 °S. Entre las propuestas generadas se establecen relaciones entre crecimiento y regeneración con variables como área basal y estructura del bosque, y se evalúa cómo ocurren estas relaciones en sitios de mayor o menor calidad relativa (Donoso 2002, Donoso 2005, Donoso y Nyland 2005).

En cuanto a la regeneración, las especies arbóreas principales evaluadas corresponden a *A. punctatum* (en altitudes < 500 m), *L. philippiana* y *E. cordifolia* (aunque para esta última especie su regeneración no se establece definitivamente si no hay suficiente luz), todas especies que alcanzan el dosel principal del bosque, y varias especies de la familia de las Mirtaceae entre las especies arbóreas de tamaño menor. La abundante regeneración promedio evaluada para olivillo y tepa, además se ve afectada por la estructura vertical del bosque. Donoso y Nyland (2005) y Donoso (2005) reportan que para estas especies la densidad de plántulas de regeneración (5-200 cm de altura) fue mayor en rodales con un dosel intermedio más abierto o rodales con un buen balance de cobertura de copas entre los distintos doseles (estructuras más reguladas o balanceadas como las que se desea obtener con silvicultura de selección), es decir en condiciones que facilitan un buen ingreso de luz para la regeneración de estas especies tolerantes. Por otra parte, la regeneración de especies arbóreas del tipo forestal siempreverde en general se ve negativamente afectada por la competencia en el sotobosque, particularmente por *Chusquea* sp. y el helecho *Lophosoria quadripinnata* (valores de r^2 entre 0,6 y 0,8; Donoso y Nyland 2005).

En cuanto a crecimiento en diámetro, en bosques multietáneos y multiestratificados el crecimiento de *L. philippiana* y *S. conspicua*, especies comunes en estos bosques, alcanzan su máximo en árboles de 30-60 cm (Donoso 2002; Donoso *et al.* 2009), es decir aquellos árboles relativamente jóvenes aún que ya han salido de una condición de sotobosque suprimida y están alcanzando o han alcanzado el dosel principal. Donoso (2005) también determinó que el crecimiento de *L. philippiana* es mayor con menores niveles de área basal por hectárea (comparando un rango de 40 a 130 m² ha⁻¹) y también en parcelas con un buen balance de cobertura de copas entre los distintos doseles. De acuerdo a estos resultados y a este criterio, especies tolerantes o semitolerantes como *L. philippiana* y *S. conspicua* se deberían hacer crecer hasta un máximo de unos 70-80 cm (el mayor crecimiento en área basal es con un diámetro

un poco mayor). Alternativamente habría que evaluar financieramente cuál es el diámetro para considerar un individuo maduro que debería ser cortado al final de un ciclo de corta de un sistema de selección. En todo caso, estos valores están cerca del rango de diámetros de 50 a 60 cm que compran empresas nacionales dedicadas al debobinado de maderas nativas (Siebert 1999).

Los resultados de regeneración y crecimiento muestran que efectivamente estructuras balanceadas, es decir aquellas donde la cobertura de copas entre árboles de los doseles inferiores, intermedios y superiores es similar, permiten una regeneración más abundante y un mejor crecimiento de las especies. Donoso (2005) desarrolló un índice de copas (Crown Index) que cuando alcanza valores entre 1 y 2 representa estas estructuras diamétricas balanceadas, y en esas condiciones la distribución diamétrica en general tuvo factores q (la razón entre el número de árboles entre una clase diamétrica y la siguiente) entre 1,26 y 1,35. Estos factores q pueden servir como una primera referencia para regular la estructura de bosques manejados con cortas de selección. Para bosques Siempreverdes de más al sur, en las provincias de Llanquihue (42 °S) y Chiloé (43°S) también se han determinado factores q similares (datos no publicados P. Donoso). Sin embargo, la evaluación de diversas alternativas de estructuras diamétricas implementadas en terreno (a las que se les puede calcular sus factores q al inicio y al final) debe dar las mejores señales con respecto a la mejor estructura para un crecimiento sostenido del bosque a través de cortas de selección.

En base a sus resultados de crecimiento y regeneración, además de las estructuras de bosques observadas, Donoso (2002) propone combinaciones distintas de diámetro mínimo a cortar, área basal residual y estructura residual en bosques siempreverdes de la Cordillera de la Costa y Depresión Intermedia de la provincia de Valdivia, según se trate de sitios de mayor o menor calidad. En un rodal representativo de un buen sitio en la Depresión Intermedia de la provincia de Valdivia, considerado como tal por tener suelos más profundos, e individuos de *L. philippiana* del dosel de mayor altura para un mismo diámetro clave de 50 cm (una aproximación para evaluar calidad de sitio) (Alexander y Edminster 1977, Lorimer y Frelich 1998, Donoso 2002), se propone trabajar con áreas basales de 33 m²/ha como residual y 47 m²/ha como final, lo que considerando una tasa de crecimiento anual de 1,4 m²/ha en área basal significa un ciclo de corta de 10 años. Donoso (2002) sugiere además incrementar la proporción relativa de árboles inmaduros con respecto a árboles de grandes dimensiones, lo cual se logra en relación al bosque no intervenido a través de la definición del diámetro de corta de árboles maduros que se establece en ese caso en 90 cm. La estructura propuesta tiene un factor q entre 1,2 y 1,4 y un índice de copas entre 1,4 y 1,5. Estos niveles de área basal residual y final tienen como objetivo general obtener buenas tasas de crecimiento del bosque, y en particular buscan favorecer el desarrollo de ulmo, una de las especies más valiosas y de mayor crecimiento en estos bosques.

Un ensayo en base a estas pautas ha sido recientemente establecido en las cercanías de la ciudad de Valdivia (figura 5). En este ensayo sin embargo el área basal residual es cercana a 50 m²/ha, es decir superior a lo programado, y ello obedece a que transformar un bosque multietáneo sin manejo previo en un bosque de selección es difícil hacerlo al cabo de una sola corta y, en consecuencia, es más razonable que el área basal residual escogida (entre 35 y 40 m²/ha) es más viable conseguirla en dos cortas. En la primera corta se debe reducir significativamente el área basal concentrada en individuos de diámetros superiores al diámetro de corta establecido (por ejemplo 80 cm), y ello implica que en la primera corta es posible que sea leve la intervención entre las clases inmaduras (<80 cm). Sólo en la segunda corta será posible buscar en forma más ajustada acercarse a la estructura deseada, dejando algunos árboles de mayores dimensiones al diámetro de corta con la finalidad de que cumplan funciones ecológicas especiales. En la figura 6 se muestra la distribución diamétrica de un bosque multietáneo sin intervención, sometido a una primera corta (de transformación) y una segunda corta de selección con la cual se logra la estructura deseada 10 años más tarde de la primera corta. En ambos casos se usa un factor q de 1,3 hasta el diámetro máximo residual de 80 cm. Siendo el objetivo final trabajar con un área basal residual de 40 m²/ha, en la primera corta se reduce el área basal original de 85 m²/ha a 60 ya que se dejan en pie un tercio de todos los árboles mayores al diámetro de corta (desde 80 a 160 cm de DAP). En esta corta no se cortan los árboles de tamaño mediano (25 a 50 cm) debido a que en este rango de clases hay déficit con respecto al número deseado de árboles. En la segunda corta sí se logra el área basal residual de 40 m²/ha dejando tres árboles sobre el diámetro de corta, y en esta corta se logra cosechar árboles de todas las clases diamétricas, ya que las clases deficitarias originales ya presentan exceso en número de árboles con respecto a lo



Figura 5. *Corta de selección implementada en un rodal del tipo forestal siempreverde en la Depresión Intermedia de la provincia de Valdivia (40 °S) que ilustra la diversidad de tamaño de árboles residuales, y los espacios generados para regeneración (claros) una vez ejecutada la corta.*

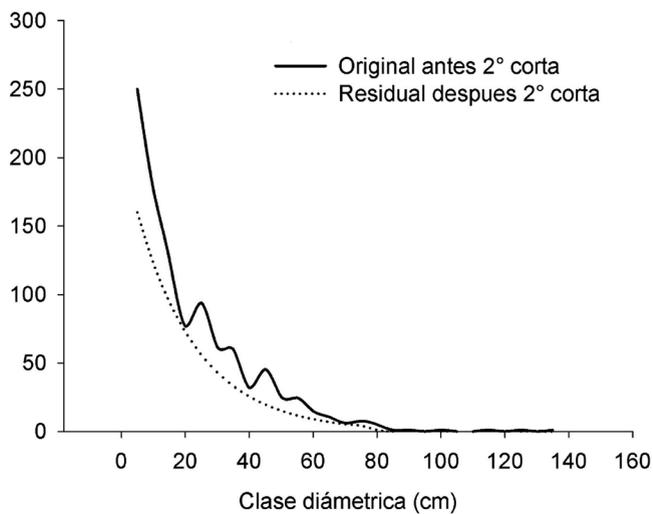
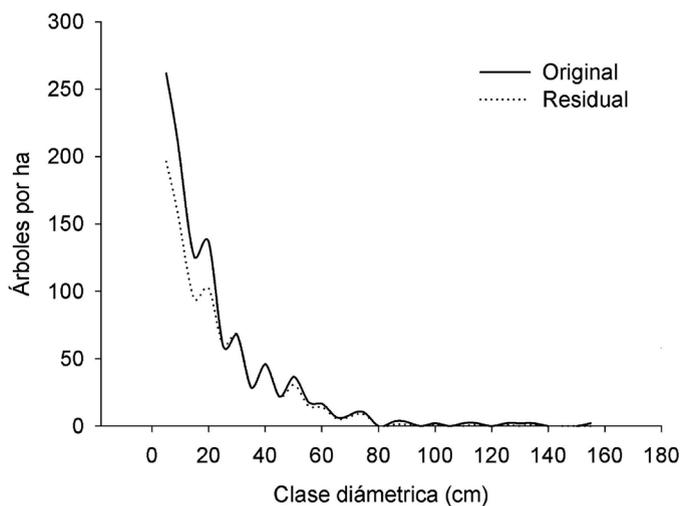


Figura 6. Distribuciones diamétricas antes y después de la primera corta (arriba) y segunda corta (abajo) en un bosque multietáneo con un área basal original de 85 m²/ha (ver texto para mayor explicación).

deseado. La proyección de número de árboles por clase diamétrica en los 10 años entre la primera y la segunda corta se hizo en base a la metodología de proyección de tablas de rodal descrita en Avery y Burkhart (1994). Estas proyecciones reflejan que luego de 10 años puede lograrse una estructura balanceada y, si se mantiene un buen crecimiento en todas las clases diamétricas (lo cual hay que monitorear a través de varios ciclos de corta), también una estructura sustentable.

Bosques del tipo forestal Coihue-Raulí-Tepa. Estos bosques cubren principalmente la Cordillera de Los Andes entre los 37 y 41 °S (donde termina la distribución natural de raulí). Dos son las principales diferencias entre los bosques adultos de este tipo forestal con aquellos del tipo forestal siempreverde: la presencia de raulí, una de las especies más valiosas de los bosques chilenos, y en general una diversidad menor de especies arbóreas. La principal similitud son los muy altos valores de área basal (y seguramente volumen también), cercanos a 100 m²/ha, y la distribución del tipo J inversa o S rotada (figura 4). Un excelente resumen de las características de estos bosques es el publicado por Donoso *et al.* (1986) para un gradiente de altitudes en las provincias de Malleco, Cautín y Valdivia (cuadro 2), así como por Otero y Monfil (1999) en cuanto a su historia y dinámica.

En el cuadro 2 se puede observar que hacia el norte los bosques son más diversos que hacia el sur, e incluyen muchas especies (lingue, avellano, olivillo, avellanillo) que en la provincia de Valdivia sólo se presentan en altitudes bajas en los subtipos remanentes originales o renovales del tipo forestal roble-raulí-coihue. Hacia el sur, por el contrario, aparecen especies que están ausentes en el norte, especialmente *E. cordifolia* en el estrato dominante y *S. conspicua* en el estrato codominante (cuadro 2 y cuadro 3).

En este tipo forestal están permitidos los métodos silviculturales de árbol semillero, protección y cortas selectivas. Las principales propuestas silviculturales para este tipo forestal son señaladas por Otero y Monfil (1999), quienes proponen cortas selectivas con enriquecimiento, protección en fajas y protección regular. Las cortas selectivas con enriquecimiento propuestas consisten en la extracción de 40 % de los árboles, anillamiento de los árboles sin valor comercial (no se especifica si dentro del 40 % señalado) y enriquecimiento con plantas de *Nothofagus* (entre 700 y 1.200 por hectárea) en sectores sin regeneración. Como se puede ver este esquema no conduce a un bosque multietáneo. La silvicultura multietánea en realidad no se ha aplicado en estos bosques, y en caso de aplicarse, lo más probable es que coihue no sea posible regenerarlo en bosques multietáneos manejados debido a su carácter de intolerante a la sombra. Sin embargo, raulí es una especie semitolerante que debería poderse desarrollar en bosques multietáneos manejados. Evidencias que sugieren que esta alternativa es posible incluyen el buen desarrollo de raulí plantado bajo

Cuadro 2. Área basal por hectárea según altitud y exposición en las Cordillera de Los Andes de las provincias de Malleco, Cautín y Valdivia (Modificado de Donoso *et al.* 1986). Se destacan en negrillas las tres especies principales en área basal en cada situación, donde se aprecia que tepa pierde importancia hacia el norte.

Malleco				
Especie	Nor-oeste bajo	Nor-oeste alto	Sur-este bajo	Sur-este alto
Coihue	45	60	13	20
Raulí	29	27	41	26
Tepa	<1	3	12	7
Olivillo	25	13	17	4
Lingue	<1	0	0	0
Tineo	8	5	9	7
Trevo	<1	6	<1	4
Avellano	3	5	2	8
Avellanillo	<1	<1	1	1
Cautín				
Especie	Nor-oeste bajo	Nor-oeste alto	Sur-este bajo	Sur-este alto
Coihue	40	66	35	55
Raulí	28	28	20	18
Tepa	23	28	13	27
Olivillo	14	0	21	0
Tineo	12	<1	14	4
Trevo	<1	2	1	15
Ulmo	<1	0	13	0
Mañío Hembra	0	24	0	16
Valdivia				
Especie	Nor-oeste bajo	Nor-oeste alto	Sur-este bajo	Sur-este alto
Coihue	46	59	55	55
Raulí	42	61	33	46
Tepa	11	16	10	18
Olivillo	13	0	2	0
Tineo	8	0	10	0
Trevo	<1	6	2	8
Ulmo	<1	0	2	0
Mañío Hembra	0	9	3	10
Avellano	3	0	0	0

Cuadro 3. Alturas de distintas especies dominantes o codominantes en bosques de Coihue-Raulí-Tepa de la Cordillera de Los Andes del centro-sur de Chile (Donoso <i>et al.</i> 1986).				
Dosel	Especie	Provincia		
		Malleco	Cautín	Valdivia*
Dominante o sobre el dosel principal	<i>N. dombeyi</i>	35-39	35-40	38-45
	<i>N. alpina</i>	32-35	31-35	32-38
	<i>W. trichosperma</i>	27-30	25-28	25-30
	<i>E. cordifolia</i>	-	-	22-25
Codominante o dosel principal	<i>L. philippiana</i>	20-23	20-25	20-25
	<i>A. punctatum</i>	16-19	19-22	15-20
	<i>D. diacanthoides</i>	14-16	16-20	15-25
	<i>S. conspicua</i>	-	17-21	15-22

*Actual región de Los Ríos

dosel (Grosse 1988, Donoso *et al.* 2013), así como la ocurrencia de regeneración natural en bosques adultos de este tipo y su mejor crecimiento con niveles inferiores de cobertura del dosel. Es clave para un potencial éxito en términos económicos y por ende de aceptación social que raulí pueda ser incluido en esquemas de manejo multietáneo en estos bosques, ello debido a su valor y a que son pocas las otras especies de valor en estos bosques (*L. philippiana* en primer lugar, *S. conspicua* y *D. diacanthoides* hacia el sur, y *A. punctatum* hacia el norte).

Para el éxito de la silvicultura multietánea en estos bosques es posiblemente necesario apuntar a áreas basales residuales luego de la corta del orden de 30-40 m²/ha, y áreas basales finales de 45-50 m²/ha para evitar que disminuya la luminosidad en los doseles intermedios e inferiores y de esa forma asegurar el desarrollo de raulí. Esta situación es similar a lo que se puede proponer para ulmo en bosques siempreverdes.

Bosques parcialmente degradados. Considerando que para los bosques de los tipos forestales siempreverde y coihue-raulí-tepa se ha planteado que debe buscarse trabajar con áreas basales que fluctúen entre 30 y 60 m²/ha, resulta que en bosques de área basal original de 80-100 m²/ha que han sido sometidos a una o a dos cortas selectivas o han sido floreados, y que en consecuencia han quedado con áreas basales entre el rango señalado más arriba, es posible, deseable y de hecho oportuno iniciar directamente en ellos la aplicación de cortas de selección. Considerando que estos

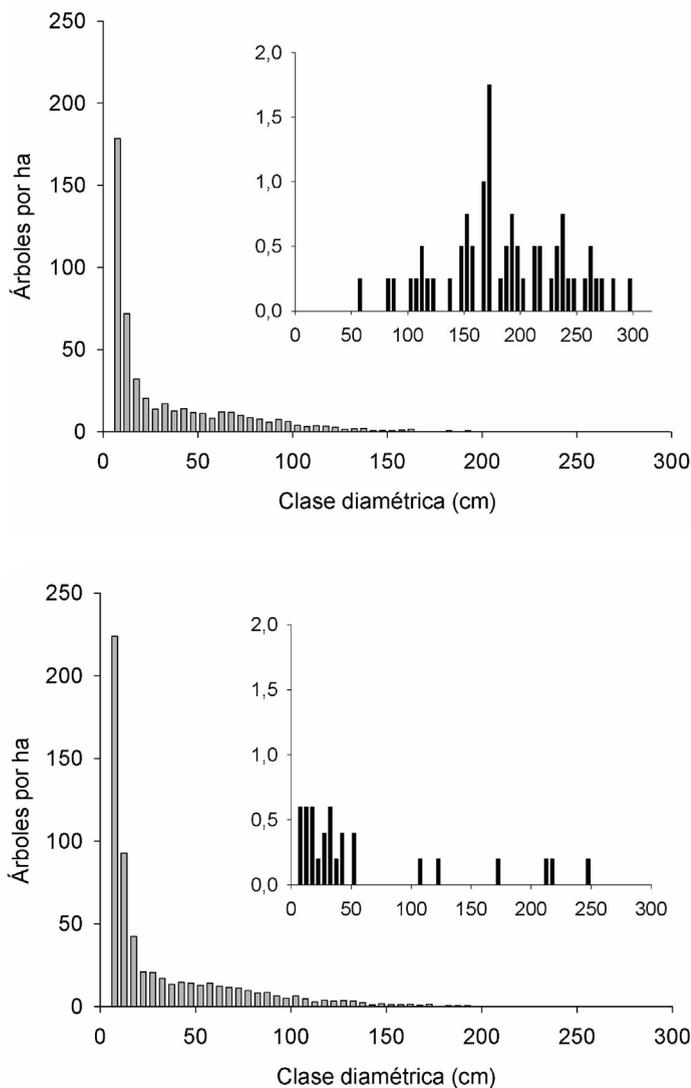


Figura 7. Distribución diamétrica de dos bosques adultos prístinos del tipo forestal coihue-raulitepa a los 800 m.s.n.m. en la Cordillera de Los Andes de Valdivia. Los gráficos corresponden a dos bosques con abundante presencia de tepa y mañío hembra como especies del dosel, pero uno (izquierda) tiene grandes coihues emergentes mientras que el otro (derecha) está fuertemente dominado por especies tolerantes. Cada gráfico principal corresponde a la distribución de especies tolerantes, y los insertos a la de especies más intolerantes a la sombra (Donoso et al. 2009).

bosques no han sido manejados correctamente, es posible que haya problemas de regeneración debido a una gran abundancia de *Chusquea* sp. o que haya habido una reducción importante de las especies de mayor valor comercial. De ser este el caso, para iniciar exitosamente cortas de selección en estos bosques es probable que se necesiten algunas medidas de apoyo como control de la densidad de *Chusquea* sp. y plantación complementaria de las especies de valor que han quedado mal representadas en el bosque degradado.

4.6 Opciones y oportunidades de transformación de bosques secundarios en bosques multietáneos

En la zona centro-sur de Chile es en los bosques adultos donde se puede directamente aplicar silvicultura multietánea (pero los cuales en general se intervienen sin criterios silviculturales como se discutió más arriba). Estos bosques se localizan fundamentalmente en ambas cordilleras, pero en la Depresión Intermedia son muy pocos los relictos que quedan. En la Depresión Intermedia en consecuencia la gente o la sociedad no pueden disfrutar de los múltiples bienes y servicios que son posibles de obtener desde los bosques adultos. A pesar de esto, en la depresión intermedia existe la gran oportunidad de manejar los actuales bosques secundarios, principalmente de *N. obliqua* y *N. dombeyi* o de *D. winteri* (especialmente entre los 41 y 43 °S), de un modo de transformarlos hacia bosques adultos y, en el camino, generar crecientemente atributos de bosque adultos en bosques secundarios. Las principales intervenciones iniciales en estos bosques secundarios deben ser raleos pero, a diferencia de los raleos clásicos conducentes a incrementar la productividad maderera del bosque (raleos de copa, por espaciamiento u otros) (Donoso *et al.* 1999 b; Lara *et al.* 1999; Grosse *et al.* 1999; Navarro *et al.* 2010), estos raleos deben buscar generar un retorno financiero conveniente pero además procurar convertir la estructura coetánea de los bosques secundarios. Esta estructura coetánea se caracteriza por una pobre estructura vertical, la dominancia de pocas especies en general pioneras, la ausencia de sotobosque y regeneración, y la falta de material leñoso muerto. Estas características se pueden modificar mediante los llamados raleos ecológicos o de restauración (Hunter 2001, Keyes 2005, Keeton 2006, Dwyer *et al.* 2010). Estos raleos tienen como objetivo principal incrementar el crecimiento de los árboles residuales (posterior a la corta), promover la regeneración de especies tolerantes o de sucesión tardía, aumentar la estructura vertical (Tappeiner *et al.* 1997, Acker *et al.* 1998, Bailey y Tappeiner 1998, Carey *et al.* 1999, Hunter 2001, Muir *et al.* 2002), el material leñoso muerto y, como consecuencia incrementar la diversidad del bosque (Hayes *et al.* 1997, Carey *et al.* 1999, Hunter 2001, Muir *et al.* 2002). Un par de aproximaciones para transformar bosques coetáneos en bosques multietáneos son entregadas por Nyland (2003), quien propone cinco cortas aproximadamente para lograr un bosque multietáneo.

Estas propuestas en general plantean trabajar con densidades residuales inferiores a aquellas usadas en raleos ejecutados dentro de sistemas silviculturales coetáneos, pero no hacen mención a la creación de atributos de bosques adultos.

En la figura 8 se muestra la estructura diamétrica de un bosque secundario de *N. dombeyi* de alta densidad relativa (estimación propia en base a una relación tamaño-densidad no publicada para estos renovales) y un diámetro medio cuadrático de 23,2 cm, y la estructura residual luego de aplicar un raleo de copas dentro de un sistema coetáneo que busca lograr una rotación de un bosque de *N. dombeyi*, así como aquella luego de aplicar un raleo ecológico. En el raleo de copas se favorece el desarrollo de los mejores individuos de *N. dombeyi*, y para ello se reduce la densidad relativa a 65 % mediante la extracción de 1/3 de los árboles de esta especie entre los 20 y 70 cm y la cosecha de todos los árboles de diámetros mayores a 70 cm. En el raleo ecológico la densidad residual es reducida a 50 % y ello se logra eliminando la mitad de los individuos de coihue y dejando sólo cuatro individuos de coihue de grandes diámetros, además de eliminando todos los individuos de especies pioneras la corta vida, especialmente cerca de 200 árboles de radial y avellano menores a 30 cm de diámetro. La eliminación de árboles de *N. dombeyi* de grandes dimensiones puede tener tres destinos: madera para comercializar, material leñoso muerto en el suelo, o árboles perchas. La densidad relativa de 50 % tiene por objetivo fomentar la regeneración de una nueva cohorte. Es fundamental que este nuevo cohorte mantenga un buen desarrollo entre raleos y a futuro, de modo que el segundo raleo debe ocurrir antes de un cierre del dosel superior, probablemente cuando se alcance una densidad relativa de 65 %, y en éste la densidad residual también debe ser del orden de 50 % o levemente más baja (sensu Nyland 2002). Un tercer raleo debe controlar la densidad en los dos cohortes existentes y promover la generación de un tercer cohorte. De aquí en adelante se podrá comenzar a aproximar el propietario a hacer un manejo multietáneo de su rodal.

4.7 Aproximaciones iniciales para una nueva legislación para el manejo multietáneo

Por lo señalado en este trabajo, es urgente eliminar la normativa relacionada con las cortas selectivas del DS 259. Esta normativa como se señalara no sólo es negativa por cuanto autoriza la extracción de 35 % del área basal de un bosque sin importar cuál es el área basal de ese bosque (puede ser un bosque subdenso), sino que porque además autoriza trabajar con ciclos de corta de sólo cinco años que no permiten recuperar el área basal que se supone debe extraerse al final de cada ciclo, y finalmente porque no provee pautas para conocer la estructura final del bosque con respecto a la estructura inicial y alguna estructura deseada.

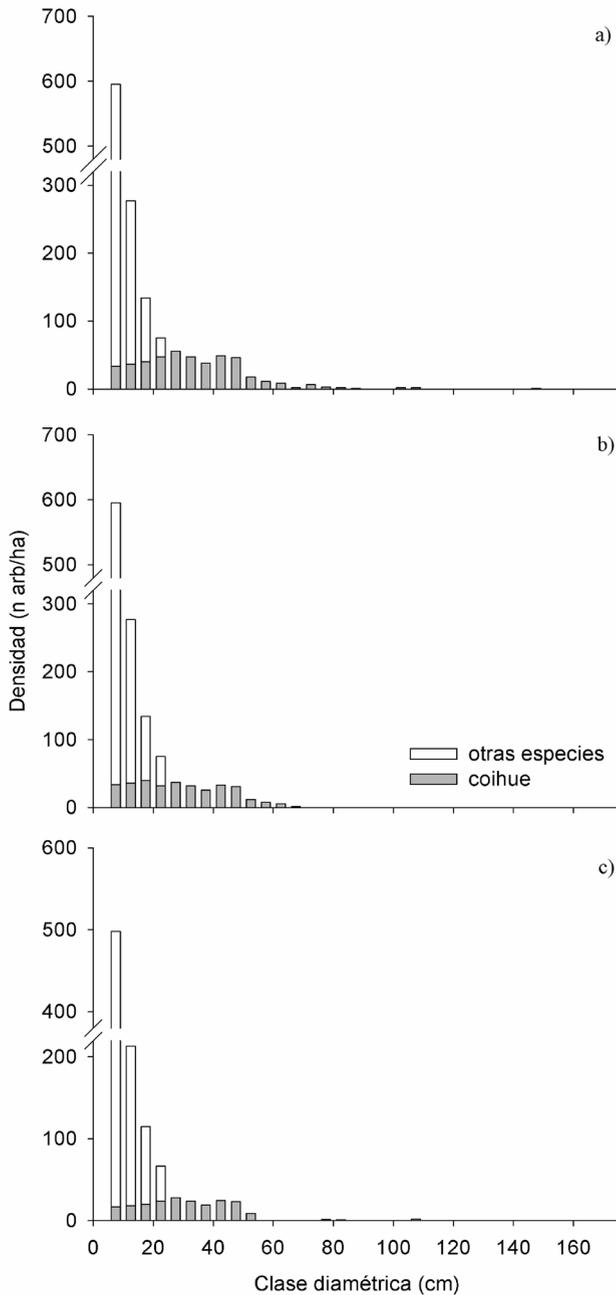


Figura 8. (a) Distribución diamétrica de un bosque secundario dominado por *N. dombeyi* con un dosel intermedio establecido de especies más tolerantes a la sombra en la depresión intermedia de la provincia de Valdivia (40° S), (b) del mismo bosque sometido a una raleo de copas clásico dentro de un sistema silvicultural coetáneo y (c) del mismo bosque sometido a un raleo ecológico.

Un cambio de la normativa para intervenir bosques multietáneos debe plantear ciclos de corta de al menos 10 años, debe exigir que la propuesta de corta mantenga una estructura diamétrica residual cercana a una forma tipo J inversa, y debe exigir que el área basal mínima a dejar no sea inferior a 30 m²/ha. Adicionalmente una nueva normativa debe evitar un objetivo clásico de quienes usan cortas selectivas que es cortar sólo los individuos de las especies más valiosas y los diámetros de mayor valor comercial, generalmente entre 40 y 80 cm (los llamados floreos). Estas propuestas que deberían exigirse en planes de manejo también podrían transferirse a Normas de Manejo para manejo multietáneo.

4.8 Conclusiones

Actualmente muchos bosques nativos adultos son intervenidos ilegalmente y los que son intervenidos legalmente a través de cortas de entresaca selectiva son gradualmente deteriorados en su estructura. Es urgente promover la aplicación de silvicultura multietánea en estos bosques, la cual debe controlar y mantener la estructura característica de este tipo de bosques (del tipo J inversa) mediante ciclos de corta adecuados, y rangos de área basal residual (después de la corta) y final (al final del ciclo de corta) que permitan un buen crecimiento volumétrico del bosque. Adicionalmente, muchos bosques secundarios, y en especial algunos de la depresión intermedia donde los bosques adultos están casi ausentes, podrían ser transformados desde su estructura coetánea a una estructura multietánea. Esta transformación puede iniciarse con raleos ecológicos que buscan acelerar la generación de atributos de bosques adultos en bosques secundarios.

En este trabajo se han dado varias razones acerca de por qué el manejo multietáneo de bosques se justifica en Chile. La implementación de manejo multietáneos de bosques tendría importantes efectos socio-económicos y ambientales. Los bosques parcialmente degradados también constituyen una interesante opción para iniciar en ellos manejo multietáneo si no han sido sometidos a demasiados floreos. Finalmente en la actualidad los bosques secundarios o renovales tienen en promedio entre 60 y 80 años y en algunos de ellos se visualiza que los doseles dominantes están llegando a diámetros de cosecha, pero bajo estos doseles hay doseles intermedios de especies semitolerantes y tolerantes a la sombra. La duda surge entonces en estos casos en cuanto a manejar los bosques con sistemas silviculturales coetáneos o multietáneos, y por ende la transformación hacia bosques multietáneos lo más probable es que sea la opción de algunos propietarios. En definitiva, son muchos los escenarios que permiten visualizar la necesidad de promover el manejo multietáneo de bosques en Chile.

AGRADECIMIENTOS

Al proyecto FONDECYT N°1110744 “Silviculture to promote old-growth forest attributes: effects of ecological thinnings on second-growth forests in south-central Chile” y al proyecto del Fondo de Investigación del Bosque Nativo de CONAF N°034/2011 “Desarrollo de sistemas sustentables de manejo multietáneo en bosques del Tipo Forestal Siempreverde en el centro-sur de Chile”.

REFERENCIAS

- Acker SA, TE Sabin, LM Ganio, WA McKee. 1998. Development of old-growth structure and timber volume growth trends in maturing Douglas-fir stands. *Forest Ecology and Management* 104 (1/3): 265-280.
- Alexander RR, CB Edminster. 1977. Regulation and control of cut under uneven-aged management. US For. Serv. Res. Pap. RM-182.
- Aravena JC, MC Carmona, CA Pérez, JJ Armesto. 2002. Changes in tree species richness, stand structure and soil properties in a successional chronosequence in northern Chiloé Island, Chile. *Revista Chilena de Historia Natural* 75: 339-360.
- Avery TE, HE Burhart. 1994. Forest Measurements. McaGraw-Hill, Inc., Fourth Edition, New York, USA.
- Bliss JC. 2000. Public perceptions of clearcutting. *J. of Forestry* 98(12): 4-9.
- Bormann FH, GE Likens. 1979. Patterns and Process in a Forested Ecosystem. Springer-Verlag, NY. 252 p.
- Carey AB, J Kershner, B Biswell, L Dominguez de Toledo. 1999. Ecological scale and forest development: Squirrels, dietary fungi, and vascular plants in managed and unmanaged forests. Supplement to: *The Journal of Wildlife Management* 63(1): Wildlife Monographs, No 142, January 1999.
- CONAF, CONAMA, BIRF, Universidad Austral de Chile, Pontificia Universidad Católica de Chile, Universidad Católica de Temuco. 1999. Catastro y Evaluación Recursos Vegetacionales Nativos de Chile. Informe Nacional con Variables Ambientales. Santiago, Chile.
- Crow TR, FT Metzger. 1987. Regeneration under selection cutting. In: pp. 81-94.
- Díaz-Vaz JE, F Devliger, H Poblete, R Juacida. 2002. Maderas comerciales de Chile. Editorial Alborada, Valdivia, Chile, 91 p.
- Donoso C. 1981. Tipos forestales de los bosques nativos de Chile. Documento de trabajo N° 38. Investigación y Desarrollo Forestal (CONAF/PNUD-FAO) (Publicación FAO Chile).
- Donoso C, Deus R, Cockbaine JC, Castillo H, 1986. Variaciones estructurales del tipo forestal Coihue Raulí Tepa. *Bosque* 7(1): 17-35.
- Donoso C. 1989. Antecedentes básicos para la silvicultura del tipo forestal siempreverde. *Bosque* 10(1): 37-53.

- Donoso C. 1993. Bosques Templados de Chile y Argentina. Estructura, Variación y Dinámica. Ecología Forestal. Ed. Universitaria, Santiago, Chile.
- Donoso C, PJ Donoso, ME González, V Sandoval. 1999a. Los Bosques Siempreverdes. In: Donoso C, A Lara (Eds.) Silvicultura de los Bosques Nativos de Chile (Silviculture of Chilean Native Forests), p. 261-289. Ed. Universitaria, Santiago, Chile.
- Donoso PJ. 2002. Structure and growth in coastal Evergreen forests as the bases for uneven-aged silviculture in Chile. Ph.D. Thesis, SUNY-ESF, New York, USA.
- Donoso PJ. 2005. Crown Index: a canopy balance indicator to assess growth and regeneration in uneven-aged forest stands of the Coastal Range of Chile. *Forestry* 78(4):337-351.
- Donoso PJ, CH Lusk. 2007. Differential effects of emergent *Nothofagus dombeyi* on growth and basal area of canopy species in an old-growth temperate rainforest. *Journal of Vegetation Science* 18: 675-684.
- Donoso PJ, RD Nyland. 2005. Seeding density according to structure, dominance and understorey cover in old-growth forest stands of the evergreen forest type in the coastal range of Chile. *Revista Chilena de Historia Natural* 78(1):51-63.
- Donoso PJ, C Cabezas, A Lavanderos, C. Donoso. 1999b. Estudio comparativo de la estructura y crecimiento de renovales de Coihue (*Nothofagus dombeyi*) en la precordillera de la Costa y de los Andes de la provincia de Valdivia. *Bosque* 20 (2): 9-23.
- Donoso PJ, DP Soto, RA Bertín. 2007. Size–density relationships in *Drimys winteri* secondary forests of the Chiloe Island, Chile: Effects of physiography and species composition. *Forest Ecology and Management* 239:120-127.
- Donoso PJ, L Samberg, MP Hernández, B Schlegel. 2009. The old-growth forests in the Valdivian Andes: Composition, Structure and Growth. In p. 171-182, Verhoest N, P Boeckx, C Oyarzún, R Godoy (Eds.), Ecological Advances in Chilean Temperate Rainforests. Ed. Academia Press, Gent, Belgium.
- Donoso PJ, A. Muñoz, O Thiers, DP Soto, C Donoso. 2011. Effects of aspect and type of competition on the early performance of *Nothofagus dombeyi* and *N. alpina* in a mixed plantation. *Canadian Journal of Forest Research* 41: 1075–1081.
- Donoso PJ, DP Soto, RE Coopman, S Rodríguez-Bertos. 2013. Early performance of planted *Nothofagus dombeyi* and *Nothofagus alpina* in response to light availability and gap size in a high-graded forest in the south-central Andes of Chile. *Bosque* 34(1): 23-31.
- Durán M, PJ Donoso, M Quintero. 2005. Efectos de cortas de selección en el crecimiento de brinzales de especies tolerantes latifoliadas: análisis estadístico usando modelos lineales mixtos. *Bosque* 26(2): 7-15.
- Dwyer JM, R Fensham YM Buckley. 2010. Restoration thinning accelerates structural development and carbon sequestration in an endangered Australian ecosystem. *Journal of Applied Ecology* 47: 681–691.
- Emmingham B. 1998. Uneven-aged management in the Pacific Northwest. *J. Forestry* 96(7): 37-39.

- Goff FG, D West. 1975. Canopy-understory interaction effects on forest population structure. *Forest Science* 21: 98-108.
- González ME, TT Veblen, C Donoso, L Valeria. 2002. Tree regeneration responses in lowland *Nothofagus*-dominated forest after bamboo dieback in South Central Chile. *Plant Ecology* 161: 59-73.
- Grosse H. 1988. Crecimiento de plantaciones con raulí – roble bajo dosel en dependencia del grado de luminosidad y fertilización. *Ciencia e Investigación Forestal* 2: 13-30.
- Grosse H, I Quiroz. 1999. Silvicultura de los bosques de segundo crecimiento de roble, raulí y coihue en la región centro-sur de Chile. In C. Donoso y A. Lara eds. Silvicultura de los bosques nativos de Chile. Editorial Universitaria. Págs.: 69-90.
- Gutiérrez AG, JJ Armesto, JC Aravena, M Carmona, NV Carrasco, DA Christie, MP Peña, C Pérez, A Huth. 2009. Structural and environmental characterization of old-growth temperate rainforests of northern Chiloé Island, Chile: Regional and global relevance. *Forest Ecology and Management* 258: 376-388.
- Helms JA. 1998. The dictionary of forestry. The Society of American Foresters, Maryland.
- Hunter MG. 2001. Communiqué No. 3: Management in young forests. Cascade Center for Ecosystem Management: Corvallis, OR. <http://www.fsl.orst.edu/ccem/pdf/Comque3.pdf>
- Innes JL. 1992. Structure of evergreen temperate rain-forest on the Taitao peninsula, Southern Chile. *Journal of Biogeography* 19: 555-562.
- IUFRO Division of Silviculture. <http://www.iufro.org/science/divisions/division-1/10000/10500/>.
- Kirilenko AP, AR Sedjo. 2007. Climate change impacts on forestry. *PNAS* 104: 19697-19702.
- Keeton WS. 2006. Managing for late successional/old-growth characteristics in northern hardwood-conifer forests. *Forest Ecology and Management* 235:129-142.
- Keyes,CR. 2005. Ecological basis for old-growth redwood forest restoration: 25 year assessment of redwood ecosystem response to restorative thinning: A report to Save-the-Redwoods League. Humboldt State University. Arcata, CA, USA.
- Kimmins JP. 2003. Old-growth forests: An ancient and stable sylvan equilibrium, or a relative transitory ecosystem condition that offers people a visual and emotional feast? Answer-it depends. *The Forestry Chronicle* 79(3): 429-440.
- Lamb D, D Gilmour. 2003. Rehabilitation and Restoration of Degraded Forests. IUCN, Cambridge
- Lara A, C Donoso, PJ Donoso, P Núñez, A Cavieres. 1999. Las normas de manejo para los renovales de Roble, Raulí y Coigüe de la región Centro Sur de Chile. In C. Donoso y A. Lara eds. Silvicultura de los bosques nativos de Chile. Editorial Universitaria. Págs.: 129-144.
- Lara A, D Soto, J Armesto, P Donoso, C Wernli, L Nahuelhual, F Squeo. 2003. Componentes científicos clave para una política nacional sobre usos, servicios y conservación de los bosques nativos. Universidad Austral de Chile e Iniciativa Científica Milenio. Valdivia, 127 p.

- Leak WB. 1985. New approaches to uneven-age management in New England. *Northern Journal of Applied Forestry* 2: 28-31.
- Leak WB. 2001. Origin of sigmoid diameter distributions. USDA Forest Service Research Paper NE-718.
- Lorimer CG, LE Frelich. 1998. A structural alternative to chronosequence analysis for uneven-aged Northern hardwood forests. *Journal Sustainable Forestry* 6(3/4): 347-366.
- Lusk C, A Ortega. 2003. Vertical structure and basal area development in second-growth *Nothofagus* stands in Chile. *Journal of Applied Ecology* 40: 639-645.
- Muir PS, RL Mattingly, JC Tappeiner II, JD Bailey, WE Elliott, JC Hagar, JC Miller, EB Peterson, EE Starkey. 2002. Managing for biodiversity in young Douglas-fir forests of western Oregon. U.S. Geological Survey, Biological Resources Division, Biological Science Report USGS/BRD/BSR-2002-0006. 76 pp.
- Muñoz-Pedrerros A, A Larrain. 2002. Impacto de la actividad silvoagropecuaria sobre la calidad del paisaje en un transecto del sur de Chile. *Revista Chilena de Historia Natural* 75: 673-689.
- Nahuelhual L, PJ Donoso, A Lara, D Núñez, C Oyarzún, E. Neira. 2007. Valuing ecosystem services of Chilean temperate rainforests. *Environment, Development and Sustainability* 9: 481-499.
- Navarro C, MA, Herrera F Drake, PJ Donoso 2010. Evaluación de la rentabilidad de ensayos de raleo en renovales de canelo (*Drimys winteri*) en la Cordillera de la Costa Valdivia, Chile. *Bosque* 31(3): 209-218.
- Nyland R.D. (Ed.), Managing Northern Hardwoods. SUNY Coll. Environ. Sci. and For., Fac. For. Mis. Pub. No 13 (ESF 87-002). SAF Pub. No 87-03.
- Nyland RD. 2002. Silviculture. Concepts and Applications. Waveland Press, Inc., Illinois, USA, 682 p.
- Nyland RD. 2003. Even- to uneven-aged: the challenges of conversion. *Forest Ecology and Management* 172: 291-300.
- Nyland RD. 2006. Rehabilitating cutover stands: Some ideas to ponder. In: Kenefic LS and Nyland RD (eds) Diameter-Limit Cutting in Northeastern Forests. USDA Northeastern Research Station. General Technical Report NE-342, PA, USA, pp 47-51.
- O'Hara KL. 1998. Silviculture for Structural Diversity: A new look at multiaged systems. *J. Forestry* 96(7): 4-10.
- Oliver CD, BC Larson. 1996. Forest Stand Dynamics. Update edition. John Wiley and Sons, Inc, New Cork, USA.
- Otero L. 2006. La Huella del Fuego. Editorial pehuén, Santiago, Chile.
- Paquette A, C Messier. 2010. The role of plantations in managing the world's forests in the Anthropocene. *Frontiers in Ecology and Environment* 8(1): 27-34.
- Parada T, C Jara, CH Lusk. 2003. Distribución de alturas máximas de especies en rodales antiguos de selva Valdiviana, Parque Nacional Puyehue. *Bosque* 24(2): 63-67.

- Siebert H. 1999. La Silvicultura Alternativa: un concepto silvícola para el Bosque Nativo Chileno. In C. Donoso, A. Lara (eds.) *Silvicultura de los Bosques Nativos de Chile*. pp. 381-407. Editorial Universitaria, Santiago, Chile.
- Schütz, JP, T Pukkala, PJ Donoso, Kv Gadow. 2011. Historical Emergence and Current Application of CCF. In: pg. 1-28T. Pukkala and K. von Gadow (eds.), *Continuous Cover Forestry*. Book Series Managing Forest Ecosystems Vol 24, DOI: 10.1007/978-94-007-2202-6_1, Ed. Springer Science Business Media B.V.
- Smith DM, BC Larson, MJ Kelty, PMS Ashton. 1997. *The Practice of Silviculture. Applied Forest Ecology*. John Wiley and Sons, New York, USA.
- Soto DP, PJ Donoso. 2006. Patrones de regeneración en renovales de *Drimys winteri* en el centro-norte de la Isla de Chiloé: cambios de acuerdo al tamaño y la densidad relativa. *Bosque* 27(3): 241-249.
- Stout S. 1998. Multiaged silviculture: Solutions for Today's challenges. *J Forestry* 96(7): 4.
- Tyrrel LE, Crow TR. 1994. Structural characteristics of old-growth hemlock-hardwood forests in relation to age. *Ecology* 75(2): 370-386.
- Uteau D. PJ Donoso. 2009. Early individual growth of *Eucryphia cordifolia* and *Laurelia sempervirens* planted under different competition conditions in south-central Chile. *Cien. Inv. Agraria* 36(1): 85-96.
- Westphal C, Tremer N, von Oheimb G, Hansen J, von Gadow K, Hardtle W. 2006. Is the reverse J-shaped diameter distribution universally applicable in European virgin beech forests? *Forest Ecology and Management* 223: 75-83.
- Wienstroer M, Siebert H, Müller-Using B. 2003. Competencia entre tres especies de *Nothofagus* y *Pseudotsuga menziesii* en plantaciones mixtas jóvenes, establecidas en la precordillera andina de Valdivia. *Bosque* 24:17-30.

Capítulo 5

Aspectos de la ecología de la regeneración de *Nothofagus betuloides* para una propuesta de manejo forestal sustentable en bosques patagónicos

Aspects of the Nothofagus betuloides regeneration ecology for a sustainable forest management proposal in patagonian forests

ÁLVARO PROMIS B.

RESUMEN

Bosques maduros dominados por *Nothofagus betuloides* en la Patagonia Austral y Tierra del Fuego presentan generalmente características multietáneas, con presencia de pequeños claros de dosel. En estos bosques, las plantas de regeneración de *N. betuloides* son capaces de establecerse, sobrevivir y crecer lentamente bajo condiciones bien sombrías (radiación solar global 3,6 a 17,6 % de la medida en el exterior) por muchas décadas (hasta más de 100 años). Estas plantas se instalan y crecen en claros y bajo el dosel no perturbado. Patrones del crecimiento radial de árboles juveniles que se encuentran alrededor de claros de dosel han mostrado la existencia de períodos largos de crecimiento restringido seguido de períodos cortos a intermedios de liberaciones. Por lo tanto, *N. betuloides* ha mostrado ser más tolerante a la sombra que otras especies del género. En la medida que el dosel arbóreo muere o se ve modificado por la acción de un agente perturbador, la regeneración avanzada penetra gradualmente en el dosel, pudiendo alcanzarlo después de dos o más períodos de supresión. Bajo este contexto, este trabajo tiene como objetivo presentar características de algunos patrones de las plantas de regeneración y de individuos de *N. betuloides* que crecen alrededor de claros de dosel para promover una nueva práctica silvicultural en bosques multietáneos dominados por *N. betuloides*. Cortas selectivas a través del uso de claros de dosel podrían llegar a ser utilizados, de manera de poder obtener un abastecimiento continuo de madera y al mismo tiempo se mantiene la riqueza estructural del bosque.

Palabras clave: *Nothofagus betuloides*, bosque multietáneo, cortas en claros de dosel, cortas selectivas, regeneración avanzada.

SUMMARY

Old-growth forests dominated by *Nothofagus betuloides* in South Patagonia and Tierra del Fuego are uneven-aged. Natural small-scale disturbances are frequent in these forests. Seedlings and saplings of *N. betuloides* are able to establish, survive, and grow slowly at low light levels (solar radiation transmittances between 3.6 and 17.6 %), persisting suppressed in the shaded understorey for long periods (more than 100 years). Radial growth patterns on juvenile trees growing at the edge of the canopy gaps have shown that they can grow surrounding very small canopy gaps with low radial growth, and then respond to abrupt increases in gap size caused by disturbances to the canopy. Therefore, these results suggest that *N. betuloides* has greater shade-tolerance. As overstorey trees die and gaps are created in the canopy, understorey trees gradually grow into the canopy, therefore the advanced regeneration may eventually reach the canopy after two or more periods of suppression. Beneath this context, this work has for objective to show the effects of the canopy gaps on some microclimate variables, regeneration patterns and ground vegetation to promote a new silvicultural practice in uneven-aged *N. betuloides* forests. The selection method employing a gap-based approach system might be used in order to maintain timber production and the structural richness of these old-growth *N. betuloides* forests.

Key words: *Nothofagus betuloides*, uneven-aged forest, gap-based silviculture, selection system, advanced regeneration.

5.1 Distribución geográfica

Nothofagus betuloides es un árbol endémico de los bosques subantárticos de Chile y Argentina. En Chile es posible encontrarlo desde Valdivia (40° 31' S) hasta el archipiélago del Cabo de Hornos (55° 31' S) (Rodríguez y Quezada 2003). En Argentina se puede encontrar entre los 48° S hasta Tierra del Fuego (Dimitri 1972, Veblen *et al.* 1996).

Al norte de su distribución, *N. betuloides* se desarrolla aproximándose al límite arbóreo, por sobre los 800 y 900 m.s.n.m. en la Cordillera de la Costa y en la Cordillera de los Andes, respectivamente (Donoso y Atienza 1983, Donoso y Donoso 2006). Hacia el sur, *N. betuloides* conforma los bosques siempreverdes más australes del planeta (Young 1972, Promis *et al.* 2008), encontrándose desde el nivel del mar y llegando a alcanzar el límite arbóreo en algunos sectores (Young 1972, McQueen 1976, Tuhkanen *et al.* 1989-1990, Donoso y Donoso 2006).

La superficie de bosques chilenos en los que participa *N. betuloides* alcanza aproximadamente a unos 2.739.906 ha, lo que corresponde al 20,4 % de la superficie nacional de bosques (CONAF *et al.* 1999). De esta superficie, 1.793.098 ha (65,4 %)

corresponden al tipo forestal siempreverde de *N. betuloides* y 946.808 ha (34,6 %) conforman el subtipo forestal siempreverde - deciduo de *N. betuloides* – *N. pumilio* (CONAF *et al.* 1999).

5.2 Estructura y dinámica de bosques

La estructura de los bosques es modificada por el efecto de perturbaciones con distintas intensidades, severidades y frecuencias.

La dinámica de la regeneración de los bosques australes sudamericanos de *Nothofagus* y la importancia de las perturbaciones en ella ha sido bien resumida por Veblen *et al.* (1996, 2004) y Pollmann y Veblen (2004). Ellos han mostrado que a bajas elevaciones, en condiciones de clima templado, donde especies de *Nothofagus* compiten con otras especies forestales tolerantes a la sombra, perturbaciones de gran escala parecen ser importantes para la regeneración de *Nothofagus*. A elevaciones más altas, en sitios de condiciones subóptimas, donde la riqueza de especies forestales es menor, las especies de *Nothofagus* parecen ser capaces de regenerar tanto después de perturbaciones de gran escala (deslizamientos de tierra, fuego, caída masiva de árboles por efecto del viento), así como también después de la ocurrencia de perturbaciones de pequeña escala o claros de dosel, donde pocos árboles mueren.

Perturbaciones naturales de gran y pequeña escala afectan los bosques de *Nothofagus* en la Patagonia Austral y Tierra del Fuego. Estos bosques son modelados por la ocurrencia de fuertes vientos (Rebertus *et al.* 1997, Puigdefábregas *et al.* 1999). En la ciudad de Punta Arenas son frecuentes las ráfagas de viento con velocidades mayores a los 100 km/h (figura 1), especialmente durante el período de primavera –verano, llegando a registrarse velocidades máximas de 133,6 km/h en mayo de 2008 (Butorovic 2009). Tormentas de viento pueden causar la caída de la mayoría de los árboles de un rodal (Rebertus *et al.* 1997, Puigdefábregas *et al.* 1999), y patrones de bandas de mortalidad en sitios predispuestos a fuertes vientos han sido

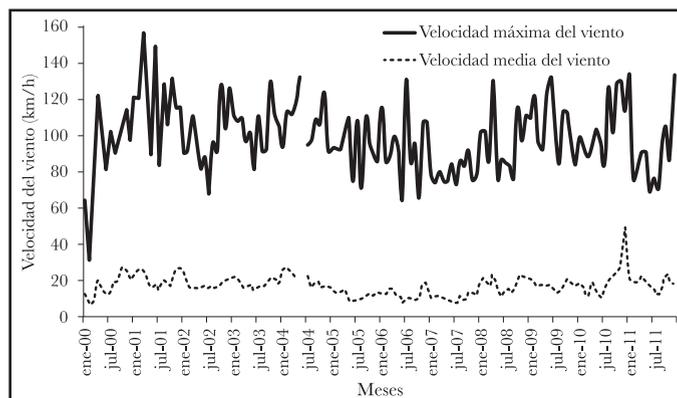


Figura 1. Velocidad media mensual y máxima del viento en la ciudad de Punta Arenas desde 2002 hasta el 2010 (Fuente Butorovic 2003, Butorovic 2004, Butorovic 2005, Santana 2006, Santana 2007, Santana 2008, Butorovic 2009, Santana y Butorovic 2010, Butorovic 2011, Butorovic 2012)

reportados para bosques puros de *N. betuloides*, de *N. pumilio*, y también para bosques mixtos de *N. betuloides* - *N. pumilio* (Rebertus y Veblen 1993a, Rebertus *et al.* 1993, Puigdefábregas *et al.* 1999) (figura 2). Claros de dosel de tamaños menores a 200 m² en superficie son creados por la caída de árboles producida por la acción del viento (Rebertus y Veblen 1993b, Gutiérrez 1994, Promis 2009, Promis *et al.* 2010a). En dos rodales de *N. betuloides*, un puro y otro mezclado con *N. pumilio*, Promis (2009) encontró pequeños claros de dosel, con un tamaño promedio de 51 m² en el bosque puro y 107 m² en el bosque mixto. Solo 2,0 % del dosel de copas del bosque puro correspondió a claros de dosel y 4,6 % a claros de dosel expandidos. En el bosque mixto las áreas del dosel en claros fueron 2,6 y 2,5 veces más grandes, respectivamente (Promis 2009). Sin embargo, en bosques adultos, vírgenes y puros de *N. betuloides* en Tierra del Fuego, los discretos claros de dosel pueden no ser aparentes, y estas aberturas ocurren generalmente como un complejo de claros entretnejidos en el dosel (Rebertus y Veblen 1993b). También, la presencia de manchas de árboles juveniles colindantes a grandes parches de bosques adultos ha formado una estructura de rodal multietánea, lo que resulta en un patrón de mosaico de parches en estos bosques de *Nothofagus* (Gutiérrez *et al.* 1991).

Desde un punto de vista de su estructura se distinguen bosques coetáneos puros y multietáneos puros y mixtos (Cruz *et al.* 2007a). Los bosques coetáneos de *N. betuloides* son generalmente bosques puros con una estructura de monte alto regular (Cruz *et al.* 2007a).



Figura 2. Vista aérea de la textura de bosques de *Nothofagus betuloides* y *Nothofagus pumilio* en Isla Navarino, donde se puede apreciar claros de dosel de distintos tamaños (Fotografía: A. Promis).

A altas elevaciones o latitudes las perturbaciones de gran escala pueden iniciar patrones de regeneración que formarán rodales coetáneos de *N. betuloides*, tales como aquellos establecidos después del efecto de un incendio a fines de los años 1950 en Tierra del Fuego (Martínez Pastur *et al.* 2002) o los bosques coetáneos y secundarios establecidos en la costa de la Patagonia Austral y Tierra del Fuego que se establecieron después de períodos cosecha, quema y ramoneo (Promis *et al.* 2008). Hacia etapas finales de estos rodales coetáneos se producen procesos de autoraleo y como consecuencia del envejecimiento se desarrollan distribuciones bimodales de los árboles (Gutiérrez *et al.* 1991, Donoso y Donoso 2006, Cruz *et al.* 2007a).

Bosques con estructura multietánea comprenden bosques puros y mixtos con *N. pumilio*. Los bosques puros presentan su estructura multietánea agrupada en bosquetes, mientras que en los bosques mixtos generalmente es pie a pie, donde en una misma superficie coexisten árboles de todas las clases de edad (Cruz *et al.* 2007a).

De esta manera el desarrollo de los rodales de *N. betuloides* ha tratado de ser descrita tomando en consideración las cuatro fases de desarrollo de rodales debido al impacto de perturbaciones de gran escala (Oliver 1981, Oliver y Larson 1996), esto es 1) iniciación de rodal, 2) exclusión de fustes, 3) reiniciación del sotobosque y 4) bosques maduros (figura 3).

Sin embargo, a partir de eventos de perturbación de pequeña escala, la dinámica de un rodal es determinada por la dinámica de claros, especialmente en bosques maduros, donde las estructuras de parche de menor tamaño son los claros de dosel (ejemplo 100 m²) (Neumann 1978, Christensen *et al.* 2007), encontrándose en el bosque parches en fases de 1) regeneración, 2) crecimiento, 3) crecimiento avanzado, 4) envejecimiento y 5) degradación (figura 4). Es así como se pueden encontrar bosques maduros de *N. betuloides* y mixtos con *N. pumilio* con estructuras multietáneas agrupada en bosquetes.

En la Patagonia Austral y en Tierra del Fuego el viento induce a que los troncos se quiebren y los árboles se descalcen en bosques puros de *N. betuloides* y mixtos

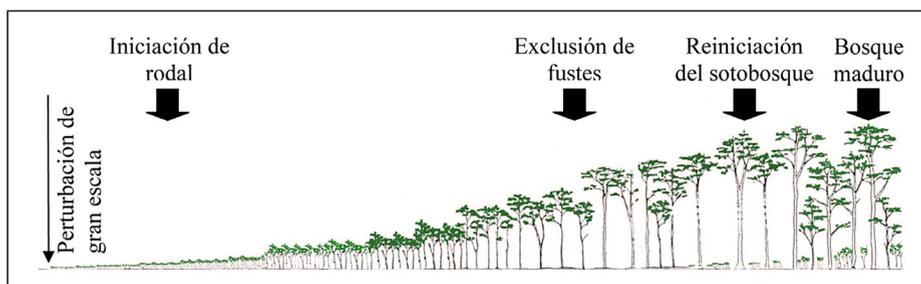


Figura 3. Esquema de las cuatro fases hipotéticas de desarrollo de rodal a partir del impacto de una perturbación de gran escala en un rodal de *N. betuloides* (Promis 2009).

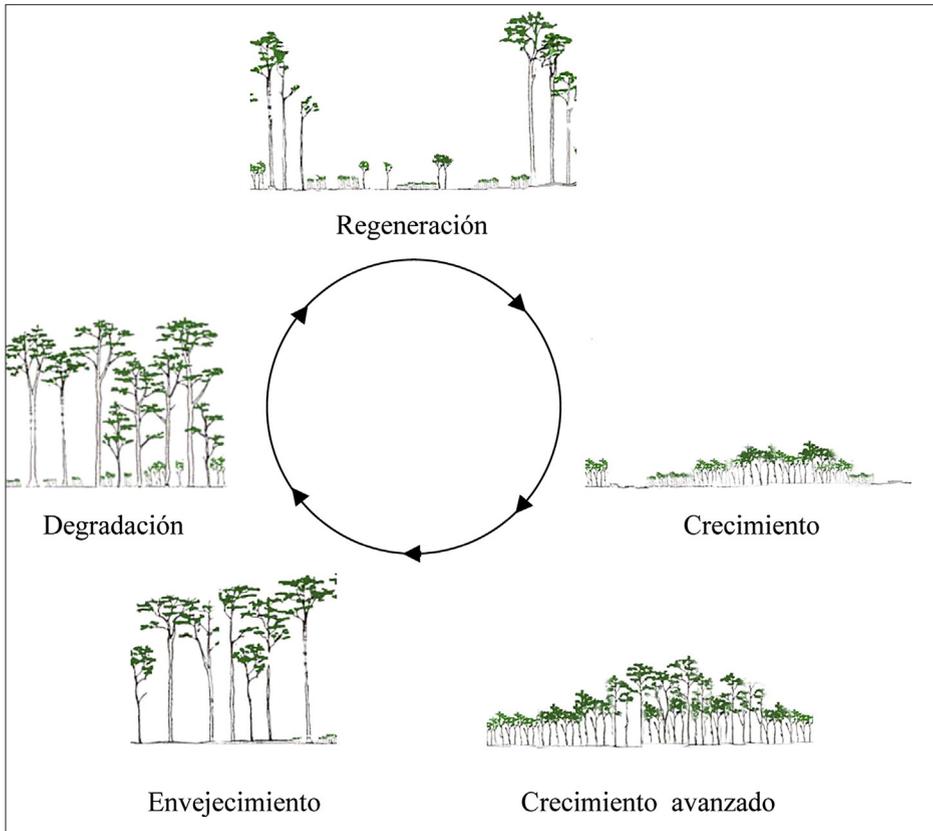


Figura 4. Esquema de las cinco fases hipotéticas de desarrollo de parches de rodal determinada por la dinámica de claros, formados a partir de eventos de perturbación de pequeña escala en un rodal de *N. betuloides*.

con *N. pumilio* (Promis 2009). El número promedio de árboles que han creado los claros de dosel fue de 2,2 árboles por claro en el bosque puro y 2,5 árboles por claro en el bosque mixto. En el bosque puro de *N. betuloides* 52 % de los árboles formadores de los claros de dosel se produjeron por el quiebre del tronco y el 30 % se descalzaron. En el bosque mixto de *N. betuloides* y *N. pumilio* el descalce de los árboles fue más frecuente, con un 70 % de los árboles caídos y solamente un 24 % de árboles presentaron su tronco quebrado. La baja resistencia al quiebre del tronco y la prevalencia troncos quebrados y en pie dentro del bosque podría estar relacionado a una posible muerte sincrónica (Rebertus y Veblen 1993a, Rebertus *et al.* 1993) o al ataque de hongos e insectos (Promis *et al.* 2008).

N. betuloides es capaz de establecerse en pequeños claros de dosel (Rebertus y Veblen 1993b, Gutiérrez 1994, Arroyo *et al.* 1996, Promis 2009, Promis *et al.* 2010a). Sin embargo, el establecimiento y el crecimiento de *N. betuloides* pueden ser impedidos donde habría una cobertura densa de árboles de las especies *Drimys winteri* y *Maytenus magellanica* (Rebertus *et al.* 1993b, Gutiérrez *et al.* 1991, Gutiérrez 1994, Veblen *et al.* 1996).

Promis *et al.* (2010a) demostraron que las plantas de regeneración de *N. betuloides* son capaces de establecerse, sobrevivir y crecer lentamente en el sotobosque sombrío en un rodal maduro y puro, mostrando una alta tolerancia a la sombra, y aparentemente no requerirían de la presencia de grandes claros de dosel para establecerse. Esto ha resultado en un proceso de regeneración del bosque más continuo (Veblen 1992), en forma similar a lo que sucede en algunos bosques de *Nothofagus* en Nueva Zelanda (Wardle 1984).

5.3 Regeneración avanzada y medio ambiente

La regeneración avanzada está constituida por las plantas de regeneración naturalmente establecidas en el sotobosque de un bosque (Barnes *et al.* 1998, Kneeshaw *et al.* 2002). La longevidad de la regeneración avanzada varía entre las especies (Oliver y Larson 1996). *N. betuloides* es capaz de vivir por muchas décadas (Promis 2009) e incluso excediendo los cien años de edad (Rebertus y Veblen 1993b, Veblen *et al.* 1996), lo que indica un alto grado de tolerancia a la sombra (Promis 2009).

Las plantas de regeneración de especies tolerantes y semi tolerantes a la sombra son capaces de establecerse, sobrevivir y crecer a bajos niveles de luz, y persistir suprimidos en el sotobosque por largos períodos de tiempo (Canham 1985, 1989, Tilman 1988, Barnes *et al.* 1998). En la medida que el dosel superior muere y que los claros son creados en el dosel arbóreo, los árboles suprimidos pueden crecer hacia el dosel (Barnes *et al.* 1998). Los individuos juveniles podrían eventualmente alcanzar el dosel después de 2 o 3 períodos de supresión (Canham 1985). Por lo tanto, la regeneración avanzada de especies tolerantes y semi tolerantes a la sombra tiene una ventaja potencial para restablecer la dominancia en el dosel después de la acción de un agente perturbador (Barnes *et al.* 1998, Messier *et al.* 1999).

Dependiendo de la severidad de la perturbación, los claros de dosel pueden estimular un cambio en las tasas de crecimiento de los árboles sobrevivientes (Canham y Marks 1985, Runkle 1985, Veblen 1992, Oliver y Larson 1996), a través del incremento de la disponibilidad de recursos (luz, humedad del suelo, nutrientes, micrositijs). Los tamaños de los claros de dosel afectan las condiciones microclimáticas para el establecimiento de las plantas de regeneración (Latif y Blackburn 2010). Existe un gradiente de disponibilidad de recursos a nivel del suelo

desde el claro del dosel hacia el interior del bosque no perturbado (Denslow 1980). Así, la dinámica de la regeneración es afectada por la heterogeneidad de los recursos en los rodales (Canham *et al.* 1994), ya que las plantas de regeneración se encuentran expuestas a un amplio rango de combinaciones en la disponibilidad de radiación solar, agua y nutrientes en el suelo (Canham *et al.* 1996) en el interior del bosque.

Ya que los procesos biológicos y meteorológicos son influenciados por la radiación solar (Barnes *et al.* 1998), esta variable ha sido considerada muy importante para entender la dinámica de los bosques, debido a que afectaría patrones de las plantas de regeneración, tales como la germinación, el establecimiento, el crecimiento y la sobrevivencia de las plantas (Canham *et al.* 1994, Pacala *et al.* 1994, Grant 1997, Walters y Reich 1997).

Los bosques, especialmente los bosques maduros, presentan un gradiente ambiental complejo en sentido vertical y horizontal (Bazzaz 1996, Aussenac 2000). Características notorias de los bosques maduros y multietáneos son la presencia de pequeños claros y una alta heterogeneidad del dosel, con una distribución vertical de las copas presentando muchos estratos y horizontalmente irregularmente distribuida (Franklin y Van Pelt 2004, Bauhus 2009). En un rodal multietáneo de *N. betuloides* Promis *et al.* (2009) encontraron una alta heterogeneidad en las estructuras espaciales del dosel, lo que afectaría las radiaciones solares directa, difusa y global en el interior del bosque. La radiación solar transmitida bajo el dosel de copas en el bosque de *N. betuloides* fue afectada por un alto nivel de variabilidad horizontal, una heterogeneidad vertical del dosel de copas, y también por menores ángulos de la trayectoria del sol durante la estación de crecimiento vegetativo (octubre - marzo). La radiación solar directa bajo el dosel de copas mostró ser variable tanto en el espacio como también en el tiempo, mientras la transmisión de la radiación solar difusa mostró menor variabilidad. Las transmisiones de las radiaciones solares directa, difusa y global en el interior del bosque puro de *N. betuloides* fue de entre 3,2 a 19,4 %, 3,1 a 16,7 %, y 3,2 a 17,6 %, respectivamente (Promis *et al.* 2009). La radiación solar transmitida fue mayor en el centro de los claros y en los bordes hacia el sureste del claro (Promis *et al.* 2010a).

Al mismo tiempo, el crecimiento de las plantas puede ser limitado por la disponibilidad de otros recursos (Chapin *et al.* 1987, Tilman 1988, Gleeson y Tilman 1992, Canham *et al.* 1996, Walters y Reich 1997, Machado *et al.* 2003), y algunos de éstos pueden ser más limitantes que otros (Gleeson y Good 2003). Por ejemplo, mientras la luz y la humedad del suelo son los principales recursos limitantes que influyen en el crecimiento y la sobrevivencia de las plantas de regeneración de *N. pumilio* (Heinemann *et al.* 2000, Heinemann y Kitzberger 2006, Martínez Pastur *et al.* 2007), si uno de los dos se transforma en limitante, las plantas reducen sus tasas de fotosíntesis a través del descenso en su crecimiento y de la actividad de las raíces finas (Martínez Pastur *et al.* 2007). En este contexto, la disponibilidad de agua es

el recurso principal que afecta la sobrevivencia y el crecimiento de las plantas de regeneración de *N. pumilio* en situaciones más secas, cerca de la estepa (Heinemann *et al.* 2000), mientras que la humedad del suelo y la radiación solar en el interior del bosque limitan los patrones de la regeneración en bosques ubicados en situaciones más húmedas (Heinemann y Kitzberger 2006). En general se ha afirmado que en sitios pobres en nutrientes o más secos, el crecimiento de las plantas en el sotobosque podría ser limitado por los recursos del suelo más que por la radiación solar, mientras que en sectores más húmedos y más fértiles, la disponibilidad de radiación solar en el interior del bosque podría ser más limitante que la disponibilidad de recursos en el suelo (Coomes y Grubb 2000).

Kneeshaw *et al.* (1998) y Duchesneau *et al.* (2001) señalaron que los individuos de regeneración avanzada que se encuentran creciendo en un sector abierto tienen una arquitectura diferente al compararla con aquellas que crecen bajo condiciones sombrías, debido a que el control apical se ve reducido en ambiente sombrío (formas de copa con parte superior plana), lo que se traduce en ramas laterales más grandes que la de crecimiento apical.

Además, las interacciones complejas entre las hojas y las respuestas de la planta a la disponibilidad de agua y luz son rasgos funcionales de las plantas de regeneración avanzada para crecer y sobrevivir en la sombra (Givnish 1988, Messier *et al.* 1999). Por lo tanto, la capacidad de las plantas de regeneración para sobrevivir y crecer en diferentes ambientes depende de la respuesta integrada entre los órganos aéreos y subterráneos de las plantas respecto a la disponibilidad de recursos (Paz 2003).

Bajo este contexto, Kneeshaw *et al.* (2002) indicaron que plantas de regeneración tolerantes a la sombra facilitan su sobrevivencia en ambientes bajos de luz debido a aclimataciones especiales comparadas con aquellas plantas que crecen en el abierto. Las aclimataciones incluyen i) cambios en las tasas de respiración y de fotosíntesis, ii) cambios en el área específica de la hoja, iii) cambios en la arquitectura hidráulica de la hoja, iv) cambios en la arquitectura del brote y de la copa y v) diferencias entre la alocaión de carbono aéreo y subterráneo en plantas de regeneración creciendo en condiciones de sombra respecto a aquellas con más luz (Kneeshaw *et al.* 2002). Una respuesta en el crecimiento a un cambio en el nivel de recursos implica que la planta debería adaptarse al cambio. Si esto no lo logra, la respuesta de crecimiento de la planta no sería la óptima, se estancaría o incluso se inhibiría o moriría (Gleeson y Good 2003). Sin embargo, las plantas normalmente se adaptan a los cambios en la disponibilidad de recursos a través del ajuste en el posicionamiento y alocaión de sus órganos absorbentes (Grime 1979, Chan *et al.* 2003).

En el caso de las plantas de regeneración avanzada de *N. betuloides*, si es que estas se encuentran presentes en el sotobosque son liberadas al momento de la creación del claro de dosel (Veblen *et al.* 1996). Para plantas de regeneración de *N. betuloides* se han registrado tasas positivas en la fotosíntesis neta de hasta tres horas

(alrededor de medio día) bajo dosel y hasta 10 horas en claros de dosel (Arroyo *et al.* 1996).

En un rodal puro de *N. betuloides*, Promis *et al.* (2010a) indicaron que la densidad de las plantas de regeneración variaron entre 2 y 93 plantas ha⁻¹, sin existir diferencias estadísticas al comparar la densidad entre áreas en claro de dosel con aquellas que se encuentran bajo el dosel no perturbado (figura 5). En cambio en un rodal mixto de *N. betuloides* y *N. pumilio*, la densidad de las plantas de regeneración de *N. pumilio* fue estadísticamente menor en los claros de dosel al compararlos con el borde y con las áreas bajo dosel, mientras que la densidad de *N. betuloides* no mostró diferencias significativas al comparar los mismos ambientes (Promis *et al.* 2010b).



Figura 5. Regeneración avanzada en bosque puro de *N. betuloides* llenando un claro de dosel (Foto; A. Promis).

Al relacionar la densidad de plantas con la transmisión de radiación solar en el interior del bosque, se produjo una correlación estadísticamente significativa entre la densidad de las plantas de la categoría entre 21 – 50 cm de altura y 51 – 100 cm y la radiación solar transmitida en el interior del bosque. Una explicación para esto podría ser el hecho de las plantas más jóvenes, y con alturas menores a los 20 cm, pueden ser más dependiente de los recursos bajo el suelo que de la luz transmitida en el interior del bosque (Stancioiu y O’Hara 2006, Ammer *et al.* 2008).

Las transmisiones de radiaciones solares no se correlacionaron con el crecimiento radial relativo ni con el incremento en altura relativo de las plantas de regeneración avanzada. El crecimiento de estas plantas se correlacionó solamente con la edad de las plantas, y una curva polinómica inversa explicó el 70 % de la varianza en el crecimiento radial relativo y el 50 % de la varianza en el incremento en altura relativo (Promis 2009), debido a que la alocaión de la biomasa en diferentes órganos y el crecimiento de las plantas dependería de la desviación ontogenética de ellas (Lusk 2004, Ammer *et al.* 2008). Se ha observado que en plantas de regeneración de *Fagus sylvatica*, de igual tamaño pero diferente edad, el incremento en crecimiento en altura debido al incremento de luz fue mayor en las plantas más viejas que en las más jóvenes (Ammer *et al.* 2008). Algo similar pasa respecto al crecimiento radial y en altura absolutos en plantas de *N. betuloides* creciendo en y alrededor de claros de dosel (Promis *et al.* 2010a). Aunque es bajo, un análisis de regresión entregó una relación significativa entre el crecimiento absoluto en altura de las plantas de regeneración respecto a su altura y la transmisión de radiación solar difusa ($R^2 = 0,23$, $P < 0,001$). Al mismo tiempo, a partir del análisis de regresión se encontró que el 35 % de la variación en crecimiento radial absoluto es explicado por el efecto del radio de las plantas, la transmisión de la radiación solar difusa y la edad de las plantas ($P < 0,001$).

Por otro lado, el análisis de la respuesta de crecimiento individual de árboles de *N. betuloides* respecto a los claros de dosel indican intervalos de perturbación irregulares, con muchos períodos de crecimiento restringido y seguido por períodos cortos a intermedios de liberación (Promis 2009). Individuos juveniles de *N. betuloides*, que se encuentran creciendo alrededor de los claros de dosel, mostraron entre 0 y 3 períodos de liberaciones durante su vida, correspondiendo a entre 22-23 % de su vida. Por lo tanto, los árboles juveniles de *N. betuloides* en un bosque puro y multietáneo necesitan de la creación de pequeños claros de dosel para poder alcanzar el dosel de copas (Promis 2009). Esto afecta el crecimiento radial de los árboles y refleja la capacidad de *N. betuloides* de mantenerse en condiciones de sombra en el sotobosque por períodos largos de tiempo (Rebertus y Veblen 1983a, Veblen *et al.* 1996). Se ha podido demostrar que *N. betuloides* es capaz de sobrevivir como árbol juvenil y crecer por décadas bajo el dosel cerrado en un rodal multietáneo maduro, indicando una alta tolerancia a la sombra bajo estas condiciones. Por lo tanto, la longevidad y las tasas de sobrevivencia debieran ser rasgos claves de esta especie que contribuyen a su persistencia en bosques maduros (Promis 2009).

5.4 Propuesta de manejo forestal sustentable

Desde finales del siglo 19 los bosques de la costa y del interior de la Patagonia Austral y de Tierra del Fuego han sido cosechados a través de un sistema selectivo

de corta, conocido como floreo. Esta cosecha considera que se corten, para producción maderera, árboles seleccionados selectivamente, de acuerdo a las mejores características de tamaño y sanidad de sanidad, dejando en el interior del bosque los árboles de peor calidad, con mala forma, de menor tamaño y con problemas sanitarios, o simplemente después de la cosecha se quemaba el bosque (Martínez Pastur *et al.* 2000, Cruz *et al.* 2007b).

A la fecha, la legislación chilena indica que los bosques de *N. betuloides* productivos, desde punto vista maderero, deben ser manejados de acuerdo a los sistemas de selección o de cortas de protección (Donoso 1981), las que han sido diseñadas para promover el establecimiento de plantas de regeneración natural después de la cosecha. Sin embargo, se estima que todavía muchos rodales pueden estar manejándose a través del floreo, o se ha aplicado solamente la corta de regeneración en aquellos lugares donde se ha utilizado el sistema de cortas de protección (Cruz *et al.* 2007b). Incluso, se ha indicado que la aplicación de las cortas de protección resultaría en una homogenización y simplificación de las estructuras multietáneas de estos bosques, las que son muy características (Cruz *et al.* 2008).

Diferentes escenarios de cosecha que han sido testeados para bosques templado lluviosos del sur de Chile han revelado que la estructura y composición de los bosques maduros puede ser mantenida usando el método de selección, aunque la producción obtenida es baja (Rüger *et al.* 2007).

Hasta hace un tiempo existía la posibilidad de un aumento en el uso maderero de los bosques de *N. betuloides* (Cruz *et al.* 2007b). Un manejo sustentable de los bosques maduros primarios y multietáneos debería estar basado en un entendimiento ecológico de los patrones de desarrollo de los rodales naturales, incluyendo el rol de las perturbaciones naturales tales como los claros de dosel (Franklin *et al.* 2007), la integración satisfactoria de la regeneración avanzada en el bosque secundario (Kneeshaw *et al.* 2002) y las plantas de regeneración recientemente establecidas (Drever y Lertzman 2001).

Por lo tanto, en orden de mantener las características multietáneas de rodales maduros de *N. betuloides*, con una abundante regeneración avanzada en el sotobosque, el método de selección debería ser empleado para promover el proceso de regeneración natural, como por ejemplo removiendo árboles individualmente o en pequeños grupos, imitando pequeños claros de dosel (Smith *et al.* 1997, Lindenmayer y Franklin 2002). Esto tendería a favorecer las especies tolerantes a la sombra, y los árboles se establecen rápidamente después de la cosecha (Tappeiner *et al.* 1997). El mismo efecto puede ser logrado usando enfoques similares tales como el manejo de bosques continuos (*Dauerwald* o *continuous cover forestry*) (Helliwell 1997, Schabel y Palmer 1999, Burschel y Huss 2003). Éste es un sistema de manejo de bosques cercano a lo natural basado en técnicas silviculturales para rodales multietáneos (Schabel y Palmer 1999). Grandes esfuerzos se enfocan en retener los árboles que

están creciendo vigorosamente mientras se remueve los árboles competidores que han cesado de crecer (Helliwell 1997, Smith *et al.* 1997, Burschel y Huss 2003). El funcionamiento de este sistema de selección requiere que la regeneración natural ocurra en grandes abundancias (Helliwell 1997, Burschel y Huss 2003), lo que fue encontrado en bosques puros de *N. betuloides* (Promis 2009).

El entendimiento de la ecología de estos bosques debería entregar la base para el manejo de estos bosques como un recurso renovable, dirigiendo los procesos ecológicos en un sistema biológico seminatural con una alta diversidad de especies nativas (Attiwill 1994, Coates y Burton 1997, Franklin *et al.* 2002).

Desde un punto de vista silvicultural, después de la formación del claro de dosel (natural o inducido artificialmente) los individuos de la regeneración avanzada, tolerante a la sombra, deben adaptar su morfología para sobrevivir y crecer en las nuevas condiciones creadas (Heinemann *et al.* 2000, Kneeshaw *et al.* 2002). Después de que el ambiente ha cambiado debido a la abertura del dosel, es esencial entender la sobrevivencia, las respuestas de crecimiento, la vitalidad y la competencia de las plantas de regeneración para explicar y predecir el desarrollo de rodales y también para soportar decisiones silviculturales que tienden a tomar ventaja de la regeneración avanzada.

Es así como en el caso de los bosques maduros dominados por *N. betuloides*, la presencia pequeños claros de dosel abalaría la aplicación de un sistema silvicultura basado en la formación de claros (figura 6). Esto permitiría el logro de objetivos de manejo para producción maderera, así como también otros objetivos de manejo del ecosistema. De todas maneras, la posibilidad de llevar a cabo una propuesta de manejo forestal con el método de selección por medio de la remoción de pequeños grupos de árboles, imitando pequeños claros de dosel, debería incluir en su diseño el área a ser intervenida al inicio (creación de claros de dosel) y los ciclos de corta en que se entrará nuevamente al rodal, para realizar las expansiones de los claros de dosel (figura 6).

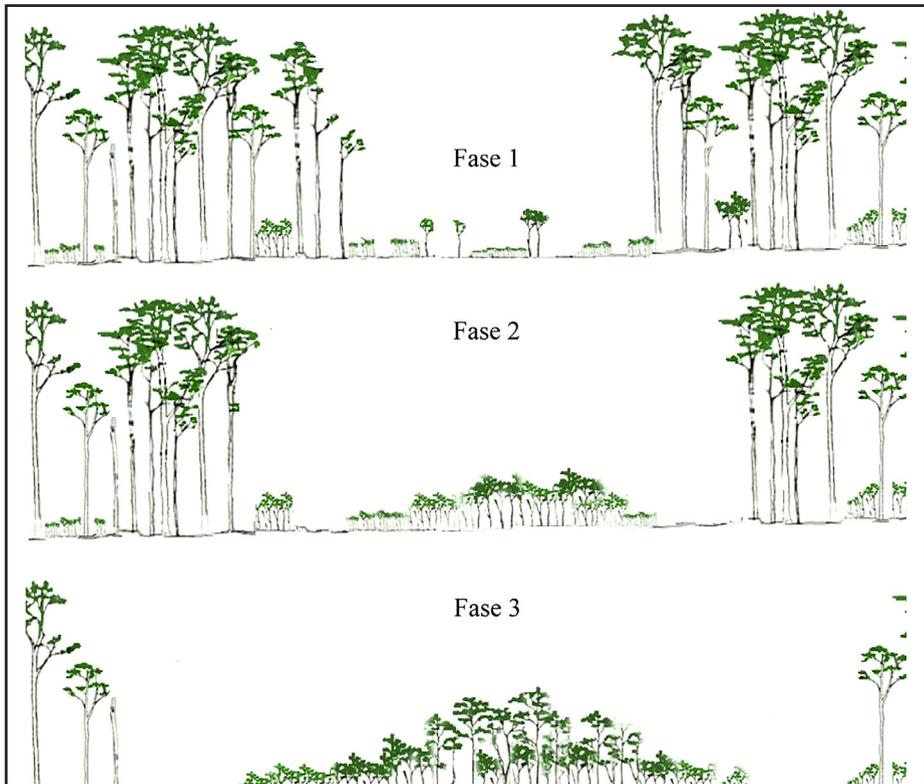


Figura 6. Esquema que muestra distintas fases en una propuesta de manejo forestal con el método de selección por medio de la remoción de pequeños grupos de árboles estructuras verticales en claros de dosel en bosques de *N. betuloides*. Fase 1, creación del claros de dosel; fase 2, corresponde a la primera entrada de corta para expansión del claro de dosel; fase 3, corresponde a una segunda entrada para otra expansión del claro de dosel.

AGRADECIMIENTOS

El autor desea agradecer a Gustavo Cruz, Albert Reif y Stefanie Gärtner por el apoyo que han brindado en todo momento. Sus comentarios y observaciones han contribuido de manera significativa el desarrollo de las investigaciones realizadas en estos bosques. Al mismo tiempo, agradezco el aporte generado por los Proyectos FONDEF D02I1080 y FONDECYT de Iniciación 11100093, al Programa de Bosques Patagónicos de la Universidad de Chile y al Laboratorio de Ecología y Conservación de la Vegetación, a personal de Wildlife Conservation Society en Chile y a muchos amigos y colegas que en forma desinteresada han ayudado con sugerencias y comentarios para mejorar el conocimiento en estas materias.

REFERENCIAS

- Ammer C, B Stimm, R Mosandl. 2008. Ontogenetic variation in the relative influence of light and belowground resources on European beech seedling growth. *Tree Physiology* 28: 721-728.
- Arroyo MTK, C Donoso, RE Murúa, EE Pisano, RP Schlatter, IA Serey. 1996. Toward an ecologically sustainable forestry project. Concepts, analysis and recommendations. Departamento de Investigación y Desarrollo, Universidad de Chile, Santiago, Chile.
- Attiwill PM. 1994. The disturbance of forest ecosystems: the ecological basis for conservative management. *Forest Ecology and Management* 63: 247-300.
- Aussenac G. 2000. Interactions between forest stands and microclimate: ecophysiological aspects and consequences for silviculture. *Annals of Forest Science* 57: 287-301.
- Barnes BV, DR Zak, SR Denton, SH Spurr. 1998. *Forest Ecology*. Cuarta Edición. New York, USA. John Wiley et Sons, Inc.
- Bauhus J. 2009. Rooting patterns of old-growth forests: is aboveground structural and functional diversity mirrored belowground? In Wirth C, G Gleixner, M Heimann eds. *Old-Growth Forests. Function, Fate and Value*. Berlin, Germany. Springer. pp. 211-229.
- Bazzaz FA. 1996. *Plants in Changing Environments. Linking Physiological, Population, and Community Ecology*. Cambridge, UK. Cambridge University Press.
- Burschel P, J Huss. 2003. *Grundriss des Waldbaus*. 3., unveränderte Auflage. Stuttgart, Alemania. Eugen Ulmer GmbH et Co.
- Butorovic N. 2003. Resumen meteorológico año 2002, estación “Jorge C. Schythe” (53°082 S; 70°532 O; 6 m s.n.m.). *Anales del Instituto de la Patagonia* 31: 123–130.
- Butorovic N. 2004. Resumen meteorológico año 2003, estación “Jorge C. Schythe” (53°082 S; 70°532 O; 6 m s.n.m.). *Anales del Instituto de la Patagonia* 32: 79–86.
- Butorovic N. 2005. Resumen meteorológico año 2004. Estación “Jorge C. Schythe” (53°082 S; 70°532 O; 6 m s.n.m.). *Anales del Instituto de la Patagonia* 33: 65–71.
- Butorovic N. 2009. Resumen meteorológico año 2008. Estación “Jorge C. Schythe” (53°082 S; 70°532 O; 6 m s.n.m.). *Anales del Instituto de la Patagonia* 37: 133–140.
- Butorovic N. 2011. Resumen meteorológico año 2010. Estación “Jorge C. Schythe” (53°082 S; 70°532 O; 6 m s.n.m.). *Anales del Instituto de la Patagonia* 39: 137–145.
- Butorovic N. 2012. Resumen meteorológico año 2011. Estación “Jorge C. Schythe” (53°082 S; 70°532 O; 6 m s.n.m.). *Anales del Instituto de la Patagonia* 40: 173–181.
- Canham CD. 1985. Suppression and release during canopy recruitment in *Acer saccharum*. *Bulletin of the Torrey Botanical Club* 112: 134-145.
- Canham CD. 1989. Different responses to gaps among shade-tolerant species. *Ecology* 70: 548-550.
- Canham C D, PL Marks. 1985. The response of woody plants to disturbance: patterns of establishment and growth. In Pickett S T A, P S White eds. *The Ecology of Natural Disturbance and Patch Dynamics*. London, UK. Academic Press. p. 197-216.

- Canham CD, AC Finzi, SW Pacala, D H Burbank. 1994. Causes and consequences of resource heterogeneity in forests: interspecific variation in light transmission by canopy trees. *Canadian Journal of Forest Research* 24: 337-349.
- Canham CD, AR Berkowitz, VR Kelly, GM Lovett, SV Ollinger, J Schnurr. 1996. Biomass allocation and multiple resource limitation in tree seedlings. *Canadian Journal of Forest Research* 26: 1521-1530.
- Chan S S, S R Radosevich, A T Grotta. 2003. Effects of contrasting light and soil moisture availability on the growth and biomass allocation of Douglas-fir and red alder. *Canadian Journal of Forest Research* 33: 106-117.
- Chapin III F S, A J Bloom, C B Field, R H Waring. 1987. Plant responses to multiple environmental factors. *BioScience* 37: 49-57.
- Christensen M, J Emborg, A B Nielsen. 2007. The forest cycle of Suserup Skov – revisited and revised. *Ecological Bulletins* 52: 33-42.
- Coates K D, P J Burton. 1997. A gap-based approach for development of silvicultural systems to address ecosystem management objectives. *Forest Ecology and Management* 99: 337-354.
- CONAF (Corporación Nacional Forestal, CL), CONAMA (Comisión Nacional del Medio Ambiente, CL), BIRF (Banco Internacional de Reconstrucción y Fomento, USA), Universidad Austral de Chile, Pontificia Universidad Católica de Chile, Universidad Católica de Temuco. 1999. Catastro y evaluación de recursos vegetacionales nativos de Chile. Informe nacional con variables ambientales. Santiago, Chile. CONAF. 87 p.
- Coomes DA, PJ Grubb. 2000. Impacts of root competition in forests and woodlands: a theoretical framework and review of experiments. *Ecological Monographs* 70: 171-207.
- Cruz G, M Ibarra, A Promis, G Cabello. 2007a. Tipos de bosques, estructura y dinámica natural. In G Cruz, J Caldentey eds. Caracterización, Silvicultura y Uso de los Bosques de Coihue de Magallanes (*Nothofagus betuloides*) en la XII Región de Chile. Santiago, Chile. p. 25 – 47.
- Cruz G, R Caprile, A Promis, G Cabello. 2007b. Structural and biometric characterization of *Nothofagus betuloides* production forests in the Magellan Region, Chile. *Journal of Sustainable Forestry* 24: 123-14.
- Cruz G, A Promis, H Schmidt. 2008. Silvicultural treatments for old-growth forests dominated by *Nothofagus betuloides* in southern Patagonia, Chile. Abstract in Proceedings of ‘Old Forest, New Management’ Sir Mark Oliphant Conference, 17-21 February 2008. Hobart, Australia. p. 138.
- Denslow J S. 1980. Gap partitioning among tropical rainforest trees. *Biotropica* 12: 47-55.
- Dimitri M J. 1972. La Región de los Bosques Andino-Patagónicos. Sinopsis General. Colección Científica del INTA, Buenos Aires, Argentina.
- Donoso C. 1981. Tipos forestales de los bosques nativos de Chile. Documento de Trabajo N°38. Investigación y Desarrollo Forestal (CONAF/PNUD/FAO). Santiago, Chile.

- Donoso C, J Atienza. 1983. Hibridación natural entre especies de *Nothofagus* siempreverdes en Chile. *Bosque* 5 (1): 21-34.
- Donoso C, P Donoso. 2006. *Nothofagus betuloides* (Mirb.) Oerst. Coigüe de Magallanes, Ouchpayá (onas), Guindo (zona Austral), Coigüe Colorado (Tierra del Fuego). In C Donoso ed. Las Especies Arbóreas de los Bosques Templados de Chile y Argentina. Autoecología. Valdivia, Chile. Marisa Cuneo Ediciones. p. 411-422.
- Drever C R, SK P Lertzman. 2001. Light-growth responses of coastal Douglas-fir and western redcedar saplings under different regimes of soil moisture and nutrients. *Canadian Journal of Forest Research* 31: 2124-2133.
- Duchesneau R, I Lesage, C Messier, H Morin. 2001. Effects of light and intraspecific competition on growth and crown morphology of two size classes of understory balsam fir saplings. *Forest Ecology and Management* 140: 215-225.
- Franklin J F, R Van Pelt. 2004. Spatial aspects of structural complexity in old-growth forests. *Journal of Forestry* 102: 22-28.
- Franklin J F, T A Spies, R Van Pelt, A B Carey, D A Thornburgh, D R Berg, D B Lindenmayer, M E Harmon, W S Keeton, D C Shaw, K Bible, J Chen. 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, R J Mitchel, B J Palik. 2007. Natural disturbance and stand development principles for ecological forestry. Gen. Tech. Rep. NRS-19. Newtown Square, PA: U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Northern Research Station, USA.
- Givnish T J. 1988. Adaptation to sun and shade: a whole-plant perspective. *Australian Journal of Plant Physiology* 15: 63-92.
- Gleeson S K, R E Good. 2003. Root allocation and multiple nutrient limitation in the New Jersey Pinelands. *Ecology Letters* 6: 220-227.
- Gleeson S K, D Tilman D. 1992. Plant allocation and the multiple limitation hypothesis. *The American Naturalist* 139: 1322-1343.
- Grant R H. 1997. Partitioning of biologically active radiation in plant canopies. *International Journal of Biometeorology* 40: 26-40. giv
- Grime JP. 1979. Plant Strategies and Vegetation Processes. New York, USA. John Wiley et Sons.
- Gutiérrez E. 1994. Els boscos de *Nothofagus* de la Terra del Foc com a paradigma de dinàmica successional del no-equilibri. *Treballs de la Societat Catalana de Biologia* 45: 93-121.
- Gutiérrez E, VR Vallejo, J Romaña, J Fons. 1991. The subantarctic *Nothofagus* forests of Tierra del Fuego: distribution, structure and production. *Oecologia Aquatica* 10: 351-366.
- Heinemann K, T Kitzberger. 2006. Effects of position, understorey vegetation and coarse woody debris on tree regeneration in two environmentally contrasting forests of north-western Patagonia: a manipulative approach. *Journal of Biogeography* 33: 1357-1367.

- Heinemann K, T Kitzberger, T T Veblen. 2000. Influences of gap microheterogeneity on the regeneration of *Nothofagus pumilio* in a xeric old-growth forest of northwestern Patagonia, Argentina. *Canadian Journal of Forest Research* 30: 25-31.
- Helliwell D R. 1997. Dauerwald. *Forestry* 70: 375-379.
- Kneeshaw D, Y Bergeron, L De Grandpré. 1998. Early response of *Abies balsamea* seedlings to artificially created openings. *Journal of Vegetation Science* 9: 543-550.
- Kneeshaw DD, H Williams, E Nikinmaa, C Messie. 2002. Patterns of above- and below-ground response to understory conifer release 6 years after partial cutting. *Canadian Journal of Forest Research* 32: 255-265.
- Latif Z A, GA Blackburn. 2010. The effects of gap size on some microclimatic variables during late summer and autumn in a temperate broadleaved deciduous forest. *International Journal of Biometeorology* 54: 119-129.
- Lindenmayer D B, J F F Franklin. 2002. Conserving forest biodiversity. A comprehensive multiscaled approach. Washington DC, USA. Island Press.
- Lusk CH. 2004. Leaf area and growth of juvenile temperate evergreens in low light: species of contrasting shade tolerance change rank during ontogeny. *Functional Ecology* 18: 820-828.
- Machado JL, MB Walters, P B Reich. 2003. Below-ground resources limit seedling growth in forest understories but do not alter biomass distribution. *Annals of Forest Science* 60: 319-330.
- Martínez Pastur G, J M Cellini, P L Peri, R F Vukasovic, M C Fernández. 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, J M Cellini, M V Lencinas, R F Vukasovic, P L Peri, S Donoso. 2002. Response of *Nothofagus betuloides* (Mirb.) Oerst. to different thinning intensities in Tierra del Fuego, Argentina. *Interciencia* 27: 679-685.
- Martínez Pastur G, M V Lencinas, P L Peri, M Arena. 2007. Photosynthetic plasticity of *Nothofagus pumilio* seedlings to light intensity and soil moisture. *Forest Ecology and Management* 243: 274-282.
- McQueen DR. 1976. The ecology of *Nothofagus* and associated vegetation in South America. Part I. Vegetation and soils in Southern Patagonia and Tierra del Fuego. *Tuatara* 22(1): 38-68.
- Messier C, R Doucet, J-C Ruel, Y Claveau, C Kelly, J Lechowicz. 1999. Functional ecology of advance regeneration in relation to light in boreal forests. *Canadian Journal of Forest Research* 29: 812-823.
- Neumann M. 1978. Waldbauliche Untersuchungen im Urwald Rothwald /Niederösterreich und im Urwald Čorcova Uvala /Kroatien. Tesis Doctoral. Viena, Austria. Universität für Bodenkultur (Univ. of Natural Resources and Applied Life Sciences). 135 p.
- Oliver CD. 1981. Forest development following major disturbances. *Forest Ecology and Management* 3: 153-168.
- Oliver CD, BC Larson. 1996. Forest Stand Dynamics. New York, USA. John Wiley et Sons, Inc.

- Pacala SW, CD Canham, J A Silander, R K Kobe. 1994. Sapling growth as a function of resources in a north temperate forest. *Canadian Journal of Forest Research* 24: 2172-2183.
- Paz H. 2003. Root/shoot allocation and root architecture in seedlings: variation among forest sites, microhabitats, and ecological groups. *Biotropica* 35: 318-332.
- Pollmann W, T T Veblen. 2004. *Nothofagus* regeneration dynamics in South-Central Chile: a test of a general model. *Ecological Monographs* 74: 615-634.
- Promis A. 2009. Natural small-scale canopy gaps and below-canopy solar radiation effects on the regeneration patterns in a *Nothofagus betuloides* forest – A case study from Tierra del Fuego, Chile. Tesis Doctoral. Friburg, Alemania. Albert-Ludwigs-Universität Freiburg. 186 p.
- Promis A, G Cruz, A Reif, S Gärtner. 2008. *Nothofagus betuloides* (Mirb.) Oerst. 1871 (Fagales: *Nothofagaceae*) forests in southern Patagonia and Tierra del Fuego. *Anales del Instituto Patagonia (Chile)* 36(1): 53-67.
- Promis A, D Schindler, A Reif, G Cruz. 2009. Solar radiation transmission in and around canopy gaps in an uneven-aged *Nothofagus betuloides* forest. *International Journal of Biometeorology* 53: 355-367.
- Promis A, S Gärtner, A Reif, G Cruz. 2010a. Effects of natural small-scale disturbances on understorey light and regeneration patterns in an old-growth *Nothofagus betuloides* forest in Tierra del Fuego, Chile. *Allgemeine Forst- und Jagdzeitung* 181(3/4): 53-64.
- Promis A, G Cruz, A Reif, J Caldentey. 2010b. Canopy gaps and regeneration density in a mixed evergreen-deciduous *Nothofagus betuloides* - *N. pumilio* stand in Tierra del Fuego, Chile. In Parrotta J A, M A Carr eds. Proceedings of the XXIII IUFRO World Congress, Seoul, Republic of Korea, 23-28 August 2010. *Internacional Forestry Review* 12 (5): 134-135.
- Puigdefábregas J, F Gallart, O Biaciotto, M Allogia, G del Barrio. 1999. Banded vegetation patterning in a subantarctic forest of Tierra del Fuego, as an outcome of the interaction between wind and tree growth. *Acta Oecologica* 20: 135-146.
- Rebertus A J, T T Veblen. 1993a. Partial wave formation in old-growth *Nothofagus* forests on Tierra del Fuego, Argentina. *Bulletin of the Torrey Botanical Club* 120: 461-470.
- Rebertus A J, T T Veblen. 1993b. 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, T T Veblen, T Kitzberger. 1993. Gap formation and dieback in Fuego-Patagonian *Nothofagus* forests. *Phytocoenologia* 23: 581-599.
- Rebertus A J, T Kitzberger, T T Veblen, L M Roovers. 1997. Blowdown history and landscape patterns in the Andes of Tierra del Fuego, Argentina. *Ecology* 78: 678-692.
- Rodríguez R, M Quezada. 2003. Fagaceae. In Marticorena C, R Rodríguez eds. Flora de Chile. Vol. 2 (2) Berberidaceae – Betulaceae. Universidad de Concepción, Chile. p. 64-76.

- Rüger N, AG Gutiérrez, WD Kissling, JJ Armesto, A Huth. 2007. Ecological impacts of different harvesting scenarios for temperate evergreen rain forest in southern Chile – A simulation experiment. *Forest Ecology and Management* 252: 52-66.
- Runkle JR. 1985. Disturbance regimes in temperate forests. In Pickett S T A, P S White eds. *The Ecology of Natural Disturbance and Patch Dynamics*. New York, USA. Academic Press. p. 17-33.
- Santana A. 2006. Resumen meteorológico año 2005, estación “Jorge C. Schythe” (53°082 S; 70°532 O; 6 m s.n.m.). *Anales del Instituto de la Patagonia* 34: 81-90.
- Santana A. 2007. Resumen meteorológico año 2006, estación “Jorge C. Schythe” (53°082 S; 70°532 O; 6 m s.n.m.). *Anales del Instituto de la Patagonia* 35: 81-89.
- Santana A. 2008. Resumen meteorológico año 2007. Estación “Jorge C. Schythe” (53°082 S; 70°532 O; 6 m s.n.m.). *Anales del Instituto de la Patagonia* 36: 79-87.
- Santana A, N Butorovic. 2010. Resumen meteorológico año 2007. Estación “Jorge C. Schythe” (53°082 S; 70°532 O; 6 m s.n.m.). *Anales del Instituto de la Patagonia* 38: 165-176.
- Schabel H G, S L Palmer. 1999. The Dauerwald: its role in the restoration of natural forests. *J. Forest.* 97: 20-25.
- Smith D M, B C Larson, M J Kelty, P M Ashton. 1997. *The practice of silviculture. Applied forest ecology*. Novena Edición. New York, USA. John Wiley et Sons, Inc.
- Stancioiu PT, KL O’Hara. 2006. Regeneration growth in different light environments of mixed species, multiaged, mountainous forests of Romania. *European Journal of Forest Research* 125: 151-162.
- Tappeiner JC, D Lavender, J Walstad, RO Curtis, DS DeBell. 1997. Silvicultural systems and regeneration methods: current practices and new alternatives. In Kohm K A, J F Franklin eds. *Creating a Forestry for the 21st century. The science of ecosystem management*. Washington, D.C., USA. Island Press.
- Tilman D. 1988. *Plant Strategies and the Dynamics and Structure of Plant Communities*. Pinceton, USA. Princeton University Press
- Tuhkanen S, I Kuokka, J Hyvönen, S Stenroos, J Niemelä. 1989-1990. Tierra del Fuego as a target for biogeographical research in the past and present. *Anales del Instituto de la Patagonia, Serie Ciencias Naturales* 19(2): 5-107.
- Veblen TT. 1992. Regeneration dynamics. In Glenn-Lewin D G, R K Peet, T T Veblen eds. *Plant Succession*. London, UK. Chapman and Hall. p. 152-187.
- Veblen TT, C Donoso, T Kitzberger, AJ Rebertus. 1996. Ecology of Southern Chilean and Argentinean *Nothofagus* forests. In Veblen T T, R S Hill, J Read eds. *The Ecology and Biogeography of Nothofagus Forests*. New Haven, USA. Yale University Press. p. 293-353.
- Veblen TT, T Kitzberger, R Villalba. 2004. Nuevos paradigmas en ecología y su influencia sobre el conocimiento de la dinámica de los bosques del sur de Argentina y Chile. In Arturi M F, J L Frangi, J F Goya eds. *Ecología y Manejo de los Bosques de Argentina*. Presentación multimedia en CD. La Plata, Argentina. Editorial Universidad Nacional de La Plata.

- Walters MB, PB Reich. 1997. Growth of *Acer saccharum* seedlings in deeply shaded understories of northern Wisconsin: effects of nitrogen and water availability. *Can. J. For. Res.* 27: 237-247.
- Wardle JA. 1984. The New Zealand Beeches. Ecology, utilization and management. New Zealand Forest Service, Christchurch.
- Young S. 1972. Subantarctic rain forest of Magellanic Chile: Distribution, composition, and age and growth rate studies of common forest trees. *Antarctic Research Series* 20: 307-322.

PARTE 3

BIOMETRÍA Y HERRAMIENTAS DE GESTIÓN PARA LA SILVICULTURA EN CHILE

Capítulo 6

Biometría de los bosques naturales de Chile: estado del arte

Biometrics of natural forests of Chile: the state of the art

CHRISTIAN SALAS ELJATIB Y PEDRO REAL HERMOSILLA

RESUMEN

La biometría forestal ofrece herramientas cuantitativas de apoyo para el manejo e investigación científica de ecosistemas forestales. Aunque en Chile se ha avanzado de manera importante en diversos estudios ecológicos en bosques naturales, existen pocos modelos cuantitativos para el manejo silvicultural de estos. En el presente trabajo se revisan y analizan los principales estudios científicos-técnicos de biometría forestal realizados en bosques naturales. Este análisis se segrega de acuerdo a las siguientes principales divisiones de la biometría forestal: (a) muestreo, (b) modelos estáticos y (c) modelos dinámicos. El desarrollo de la biometría de los bosques nativos ha estado indudablemente relacionado con el avance tecnológico (e.g., computacional, sensores remotos) y nuevas metodologías estadísticas. Los primeros estudios hacían referencia a estudios relacionados principalmente con muestreo (los denominados inventarios forestales) y modelos estáticos (de volumen y altura-diámetro), para pasar paulatinamente a modelos de tipo dinámico (crecimiento). Para cada una de estas divisiones hay aplicaciones básicas, ya que son fundamentales para la caracterización de bosques y planificación de actividades silvícolas. Sin embargo, dichas aplicaciones poseen una serie de deficiencias, dentro de las cuales destacan: son desarrolladas en zonas geográficas reducidas y situaciones específicas; han sido preparadas con una base muestral reducida; y carecen de análisis del comportamiento de los modelos ajustados. Finalmente, se proponen algunas alternativas para organizar el trabajo de investigadores en biometría que en conjunto con silvicultores puedan finalmente contribuir a generar modelos cuantitativos de mayor validez estadística, biológica y práctica.

Palabras clave: modelación ecológica, muestreo, productividad de sitios, modelos de crecimiento.

SUMMARY

Forest biometrics offers quantitative tools for supporting management and research of forest ecosystems on issues ranging from a single-tree to the globe. Although Chile has developed several ecological studies of natural forests, there are few quantitative models available. We review and analyze the main scientific-technical studies on forest biometrics developed for natural forests. The analysis is presented in the following divisions of forest biometrics: (a) sampling, (b) static models, and (c) dynamic models. Biometrics of natural forests has been clearly related to the advances of technology (e.g., computing, remote sensing) and new statistical methodologies. The first studies deal with sampling (often referred to as forest inventory) and static models (e.g., of volume and height-diameter), and more recently moving towards dynamic models (e.g., of growth). There are basic applications for each of the aforementioned divisions, because they are required for most forest characterization and silvicultural planning. Nevertheless, most of those applications have several pitfalls, such as limited geographic or ecological range, limited supporting empirical data, and minimal analysis of the behavior of the fitted model. Finally, we propose some alternatives for biometricians who aim to generate more practical, statistically sound, and biologically realistic quantitative models.

Key words: ecological modelling, sampling, static models, growth models.

6.1 Introducción

Aunque el manejo forestal de bosques naturales (13,4 millones de ha) en Chile se aplica a bastante menor escala que el aplicado en plantaciones forestales (2,5 millones de ha) [*Pinus radiata* D. Don, *Eucalyptus globulus* Labill, *E. nitens* (Deane & Maiden)], la posibilidad de su aplicación resulta promisoría, dado su gran potencialidad en términos de superficie, disponibilidad e impacto social. El manejo de bosques naturales se ha concentrado en bosques de segundo crecimiento, mostrándose las especies roble, raulí y coigüe de alto potencial para plantaciones forestales (Espinosa *et al.* 1988, Wienstroer *et al.* 2003, Cubbage *et al.* 2007, Hildebrandt *et al.* 2010). La investigación silvícola en bosques naturales se concentra en los siguientes tipos de bosques de segundo crecimiento (renovales): roble-raulí-coigüe (Puente *et al.* 1979, 1981, Grosse 1989, Grosse y Cubillos 1991, Donoso *et al.* 1993a, Grosse y Quiroz 1999, Lara *et al.* 1999); bosques de *N. pumilio* (lenga) (Uriarte y Grosse 1991, Schmidt y Caldente y 1994, Rosenfeld *et al.* 2006); y tipo forestal siempreverde (Donoso 1989a, 1989b, Donoso *et al.* 1999a, Navarro *et al.* 1999).

A pesar de la importancia de los bosques naturales de Chile, falta información cuantitativa sobre estos. La importancia ecológica y ambiental de los bosques templados de Chile es ampliamente reconocida en la comunidad científica (Davis *et al.* 1994, Wilcox 1995, Olson y Dinerstein 1998, Stattersfield *et al.* 1998). Variados estudios ecológicos se han llevado a cabo en estos bosques, dentro de los cuales podemos destacar los siguientes sobre su: dinámica forestal (Veblen y Ashton 1978, Puente *et al.* 1979, Veblen *et al.* 1980, 1981, Veblen y Donoso 1987, Armesto *et al.* 1992, Innes 1992, Donoso 1995, Veblen *et al.* 1996); autoecología (Donoso 2006a); genética (Donoso 1979, Donoso y Landrum 1979, Donoso 1987, Donoso *et al.* 1990, 2004); dendrocronología (Lara y Villalba 1993, Lara *et al.* 2001, Pollmann 2003, González 2005, Quesne *et al.* 2006, Christie *et al.* 2009); regeneración (Burschel *et al.* 1976, Veblen *et al.* 1978, 1979, Winberger y Ramírez 1999, González *et al.* 2002); edafología (Schlatter 1994, Gerding y Thiers 2002, Thiers y Gerding 2007, Klein *et al.* 2008); y viverización y plantaciones Donoso *et al.* 1999b, Grosse y Quiroz 1999, Donoso *et al.* 2007a). Sin embargo, información cuantitativa de variables de estado de rodal, así como de crecimiento no se encuentra fácilmente disponible. Existen entonces pocos modelos cuantitativos que ayuden la toma de decisiones de manejo e investigación de bosques naturales. Esta falta de información cuantitativa ha sido también observada para otros tipos de bosques en Chile, tales como los de segundo crecimiento y adultos de roble (*Nothofagus obliqua*), raulí (*Nothofagus alpina*), y coigüe (*Nothofagus dombeyi*), por Trincado *et al.* (2002), Salas y García (2006) y Salas *et al.* (2006), respectivamente; y para bosques de araucaria (*Araucaria araucana*) por Salas *et al.* (2010).

6.2 Biometría e importancia de la modelación

La biometría corresponde a una disciplina científica que promueve el desarrollo y aplicación de teoría y métodos estadísticos y matemáticos en las bio-ciencias, incluyendo a las ciencias forestales y ambientales, agricultura, ecología, y disciplinas aplicadas. Por convención y dado su gran avance, la bioestadística corresponde al simil de biometría pero circunscrito a las ciencias de la salud humana. Tal como la Sociedad Internacional de Biometría lo destaca, recientemente el término “Biometría” se ha empleado para referirse al campo emergente tecnológico que se dedica a la identificación de individuos basados en caracteres biológicos, tales como los basados en escaneo de retinas y huellas digitales. Sin embargo, la biometría a la cual se refiere el presente capítulo no está relacionada a este tipo de tecnologías, y se centra en la biometría forestal de los bosques naturales de Chile.

La biometría forestal comprende el uso de modelación estadística y matemática para la evaluación y análisis cuantitativo de recursos forestales, siendo vital para una serie de investigaciones. Una aplicación clásica de la biometría en manejo forestal

corresponde a la cuantificación del volumen de madera que posee un bosque. Dicha tarea, aunque relativamente simple en el papel, implica el desarrollo de una serie de mediciones en terreno, así como de una estrategia de muestreo y empleo de modelos dendrométricos. Sin embargo, la biometría también sirve para evaluar variables que no tan sólo son de importancia desde el punto de vista maderero. Entre ellas podemos destacar la estimación de la biomasa y carbono de los ecosistemas forestales, un área de investigación de vital importancia en el contexto de emisiones de gases de efecto invernadero a nivel global. Otro tipo de investigación biométrica de importancia corresponde a la evaluación de sitios forestales, en donde se evalúa el potencial del sitio para el crecimiento de una especie determinada, al unir aspectos de autoecología de la especie, información cuantitativa, y modelación. Esta evaluación de sitios no tan sólo es clave para planificar el establecimiento de nuevos bosques sino que para llevar a cabo planes de restauración ecológica. Otra aplicación vital de la biometría en las ciencias forestales corresponde a la modelación del crecimiento de árboles y rodales, siendo quizás ésta la de mayor complejidad de llevar a cabo. Los modelos de crecimiento son claves para la planificación del manejo forestal, así como para representar la dinámica de bosques.

La modelación ofrece un marco teórico apropiado para investigación, aunque su importancia no ha sido siempre reconocida en investigación de los bosques naturales. Es importante en este punto destacar lo mencionado por Salas (2008), en cuanto a que mayoritariamente la estadística que se emplea en investigación científica es efectivamente sobre modelos estadísticos y no sobre “métodos estadísticos”, como normalmente se menciona, o se asume comprender, respecto a estadística en ciencia. Al emplear la clasificación de tipos de investigaciones científicas (Hernández *et al.* 1991), se puede decir con respecto a la investigación en bosques naturales, que existe una gran cantidad de estudios exploratorios y descriptivos, sin embargo, una menor cantidad de estudios correlacionales, y sobre todo muy pocos estudios explicativos que buscan revelar las causas de los fenómenos en estudio. Dentro de éstos últimos la modelación juega un rol fundamental (Bossel 1991, Zeide 1991, Landsberg 2003), aunque no siempre se reconozca como tal. Desafortunadamente, la modelación en investigación de bosques naturales ha tenido una baja popularidad. Es importante mencionar también, que por modelación no nos referimos simplemente a ajustar un modelo de regresión lineal, no lineal, o logística¹, sino que el planteamiento de modelos sea el conductor para revelar relaciones y comportamiento de un sistema que representa un fenómeno en estudio, empleando entonces el modelo como una hipótesis. En este sentido, es posible diferenciar entre los alcances de distintos tipos de estudio, entre ellos: (a) los estudios de campo tienen realismo, (b) los estudios de laboratorio tienen control y precisión, mientras que (c) la modelación tiene

¹ Ajustar un modelo de estos en cualquier *software* estadístico no representa mayor complejidad.

generalidad. Los modelos permiten generalizaciones y robustecer teorías. Tampoco se debe ir al extremo, puesto que un modelo es una simplificación de la realidad. Basado en lo anteriormente expuesto, se puede visualizar que la modelación es compleja, y existe una serie de problemas y preguntas que aparecen en cualquier trabajo de modelación, y como muestra de lo amplio (y complejo) de ella, se transcribe una frase de Albert Einstein: “Todo debiera ser tan simple como lo es, pero no más simple”, y del Profesor G.E.P. Box “Todos los modelos son incorrectos, pero algunos son útiles”. En los trabajos de: Schumacher (1945), Burkhart y Gregoire (1994), Gregoire y Köhl (2000), Gregoire (2001, 2004), Rennolls *et al.* (2007), y Temesgen *et al.* (2007) se pueden encontrar mayores detalles sobre la importancia de la biometría en las ciencias forestales.

Este trabajo se centra en revisar y analizar los principales estudios científicos-técnicos de biometría forestal realizados en bosques naturales de Chile. De acuerdo al conocimiento de los autores, este correspondería al primer trabajo de este tipo realizado en Chile. El análisis se presenta y segrega de acuerdo a las principales divisiones de la biometría forestal: (a) muestreo, (b) modelos estáticos y (c) modelos dinámicos. Los estudios revisados corresponden a publicaciones científicas, aquellos que han sido sometidos a evaluación de pares externos, aunque en algunos casos muy puntuales, y en donde no existen publicaciones científicas, se hace mención a otro tipo de estudios, como tesis e informes de proyectos.

6.3 Muestreo

Debido a la extensa superficie e imposibilidad de realizar un censo de árboles en términos operativos, la estimación de parámetros² poblacionales de diferentes variables de estado de bosques se ha realizado mediante la aplicación de estrategias de muestreo y uso de diferentes estimadores. Los muestreos forestales, o mal llamados “inventarios forestales” son conducidos con el uso de métodos de muestreo probabilísticos, los cuales van desde una selección al azar de ubicación de unidades de muestreo (parcelas) a diseños de multietapas y multifases haciendo uso de información auxiliar. La aproximación al tema de inventario forestal que dan los textos fundacionales de Loetsch *et al.* (1964) y Zöhner (1987) tienen una gran influencia en el tratado de este tópico en la biometría forestal de Chile. Esto puede estar explicado por la formación de postgrado de los profesores Dr. Fernando Cox y

² Es vital entender que en estadística un parámetro está bien definido y no corresponde al uso coloquial de la palabra parámetro, como “referencia” o peor aun como variable. Por el contrario, un parámetro es una constante que representa a una población, e.g., el total de biomasa que tiene un bosque en un momento determinado de su desarrollo, y se denota con letras griegas, e.g., τ o μ para el total y la media, respectivamente.

Dr. Roland Peters y, quienes son sin duda los padres de la biometría forestal Chilena³, quienes obtuvieron sus doctorados en las Universidades de Göttingen y Freiburg (ambas en Alemania), respectivamente. Ese conocimiento quedó plasmado en un gran capítulo del libro “Mensura Forestal” de Prodan *et al.* (1997). También existe influencia de la escuela Norteamericana, y en este contexto es necesario destacar al Dr. Bertram Husch, quien participó activamente en la enseñanza de la Biometría en la Universidad de Chile, en la creación del Instituto Forestal (INFOR) Chileno y en los inventarios y cartografía de plantaciones y Bosque Nativo desarrollados por INFOR en la década del 60. Una mayor revisión de los aportes de la escuela norteamericana a inventario forestales es expuesta en Frayer y Furnival (1999).

Aunque existen una serie de aplicaciones con inventarios forestales en Chile, el trabajo científico sobre estos no ha sido muy prolífero. Cox (1976) propuso una metodología para conducir inventarios de bosques naturales, abordando diversos aspectos generales necesarios para estos fines, tales como el diseño de muestreo y estimación de volumen de productos. Este trabajo fue de carácter general, sin embargo, entregó las bases metodológicas que enmarcan a cualquier inventario de bosques naturales. Corvalán (1980) fue el primero en aplicar conceptos básicos de optimización en el contexto de inventarios forestales de bosques naturales en Chile. Dicho autor buscó responder a la pregunta: ¿Cuál es la superficie óptima de una unidad de muestreo?, para lo cual Corvalán consideró aspectos de estimación (variabilidad) y de tipo económicos (el tiempo de desplazamiento) formulando un modelo de tiempo total de operación en terreno que fue optimizado para determinar la superficie de parcelas. (Corvalán 1980) aplicó su modelo a datos provenientes de un muestreo sistemático en un bosque de coigüe y raulí en Panguipulli. De todas maneras, a pesar de este primer estudio pionero, no se han desarrollado mayores estudios (salvo el de Sandoval 1993), en bosques nativos que incluyan optimización en inventarios forestales, tales como el trabajo fundacional de Zeide (1980) y el reciente de Gilabert y McDill (2010) en plantaciones de *Pinus radiata* en Chile. Por otra parte, Bahamóndez (1994) empleando la distribución de frecuencias de cuentas digitales de fotografías aéreas de un área de interés, propuso una metodología para la localización de parcelas de muestreo. En el contexto de inventarios de gran escala Bahamóndez y Martín (1995) estimaron, mediante la aplicación de variogramas, la distancia óptima de la grilla de muestreo sistemática a utilizar en un inventario nacional forestal.

El uso de información auxiliar en inventarios forestales ha cobrado mayor importancia debido a avances tecnológicos recientes. Existe información que se puede obtener más fácilmente que aquella que se obtiene por trabajo directo en terreno, e.g.,

³ Posteriormente secundados por el Dr. Pedro Real, el prof. Patricio Corvalán, y el Dr. Víctor Sandoval.

aquella derivada desde sensores remotos, la cual se tiende a denominar información auxiliar. Existen alternativas estadísticas y matemáticas que permiten emplear información auxiliar en la estimación de variables a nivel de árboles o bosques. El primer trabajo de este tipo en bosques naturales de Chile, fue el de Sandoval (1993), quien evaluó la aplicación de muestreo bietápico-bifásico en bosques siempreverdes, al compararlos con muestreo bietápico, (Shiue y John 1962) y bifásico (Mac Lean 1963). En el muestreo bietápico, se seleccionaron unidades primarias y dentro de estas se seleccionaron unidades secundarias, mientras que en el bifásico, en una primera fase se miden parcelas fotogramétricas y en una segunda fase, se selecciona y mide una submuestra de ellas en terreno. Sandoval, también consideró optimización del tamaño muestral, encontrando buenos resultados con el muestreo bietápico-bifásico. Con el correr del tiempo, las fotografías aéreas han sido desplazadas para la obtención de información auxiliar, por sensores remotos (Tomppo 1991). Es así como se pueden mencionar los siguientes estudios: Mery y Bahamóndez (1996) aplican un muestreo en dos fases con apoyo de imágenes satelitales en la Reserva Forestal Malleco; Bahamóndez y Martín (2004) aplican el esquema de inventario multifuente entre las regiones de la Araucanía a los Lagos aplicando el método del k -NN (*sensu* Reese *et al.* 2002); y Bahamóndez *et al.* (2007) empleando información auxiliar obtenida desde imágenes Landsat y conglomerados de unidades de muestreo, establecieron un sistema de estimación de variables de estado de rodal empleando el método del k -NN para bosques de *Fitzroya cupressoides* (alerce). Ahora bien, Salas *et al.* (2010) compararon diferentes alternativas estadísticas paramétricas y no-paramétricas empleando información derivada de *Landsat* en bosques de *Araucaria araucana* (araucaria) para la imputación de variables de estado de rodal, y discutiendo las ventajas y diferencias entre cada uno de estas diferentes alternativas de estimación, que son especialmente aplicables en el contexto de inventarios al emplear información auxiliar.

6.4 Inventario forestal continuo

Un inventario forestal continuo (IFC) es clave para el monitoreo de los ecosistemas forestales. En un IFC todos los árboles sobre un diámetro mínimo dentro de una unidad de muestreo son marcados y medidos en sucesivas ocasiones en el tiempo (van Laar y Akça 2007). Las unidades de muestreo son establecidas en el marco de un diseño de muestreo. Donoso y Otero (2005) analizaron si es apropiado clasificar a Chile como un país forestal al aplicar diferentes criterios empleados internacionalmente. En el presente trabajo se cree además que la existencia de un IFC es también un aspecto que caracteriza a un país forestal. Por ejemplo, en USA el programa “*Forest Inventory and Analysis National Program*” (FIA), que es manejado por el Servicio Forestal en cooperación con el Sistema de Bosques privados y de

los estados, se encarga del monitoreo permanente del crecimiento de los distintos tipos de formaciones boscosas, y fue iniciado por una ley de investigación forestal de 1928. El FIA ofrece una gran variedad de reportes, gráficos, y boletines, y además datos ampliamente disponibles.

Han existido diversos intentos para establecer un sistema de inventario forestal continuo en Chile, los cuales han sido resumidos por INFOR (2009) y se describen brevemente a continuación. Un importante esfuerzo pionero en este tema lo hizo a Corporación de Fomento de la Producción (CORFO) en 1944–45 al financiar en cooperación con el *U.S. Forest Service* (de Estados Unidos) el proyecto “*Forest resources of Chile, as a basis for industrial expansion*”, también conocido como Misión Haig. El inventario realizado fue el primero en su clase en Chile y Latinoamérica, y fue el primero en utilizar material fotográfico aéreo en este tipo de actividad. Cox (1980) realizó una propuesta metodológica detallada de un sistema de inventario continuo de bosque nativo para Chile, en el marco de un estudio para el PNUD. Cox (1980) planteó un diseño de IFC, en un sistema de dos fases, con unidades muestrales rectangulares de 20 x 50 m. Lamentablemente, el sistema no se implementó. Durante 1991, el INFOR postuló un proyecto de IFC al programa de financiamiento técnico FONDEF de Chile, sin embargo, el proyecto no fue adjudicado. Nuevamente INFOR en 1995, con la colaboración del METLA (Finlandia) y el *British Columbia Ministry of Forestry* (Canadá) postuló a financiamiento a CORFO, el cual tampoco fue aceptado. En el marco del catastro de bosque nativo (CONAF/CONAMA/BIRF 1999), finalizado en 1999, se ejecutó un inventario extensivo, el cual tuvo como objetivo el estimar las existencias a nivel de país de los recursos forestales nativos y servir de base para el establecimiento de un IFC en Chile. Este inventario fue ejecutado por la Universidad Austral de Chile (UACH), y sus resultados no han sido difundidos al público. El inventario tuvo una serie de problemas, entre ellos la localización de parcelas en terreno fue el mayor obstáculo que debió enfrentar este proyecto⁴.

Recientemente se ha establecido un IFC de bosques naturales en Chile, en el que INFOR ha completado el primer ciclo (2001-2010) de un sistema de inventario continuo de ecosistemas forestales en Chile localizados entre la región del Libertador Bernardo O’Higgins y la de Magallanes y la Antártica Chilena. Es un inventario continuo con reemplazo parcial, multifuente, multinivel y multirecurso, bajo diseño muestral con indicadores estadísticos y mecanismos de control de calidad, y tiene una orientación a medir variables a nivel de ecosistemas, lo cual involucra toda la vegetación existente, y con mediciones edáficas y registro de fauna, y líquenes, entre otras variables. Cada punto de muestreo es un conglomerado conformado por tres parcelas concéntricas circulares, siendo la mayor aquella de 500 m² (Martin 2009).

⁴ Comunicación personal con Carlos Bahamóndez, encargado de Inventario del INFOR.

Si bien este IFC del INFOR ha comenzado en el 2001, su difusión al público ha sido deficiente, así como también la distribución de los datos. Se espera que se fortalezca al aplicar nuevas ideas. Una característica reciente que ha implementado el INFOR, y que se considera muy importante corresponde a que sus datos se encuentran disponibles mediante un procedimiento especificado en un sitio web⁵ destinada para esos fines.

6.5 Muestreo de variables no tradicionales

El muestreo de variables no madereras (e.g., follaje, raíces) ha sido considerado levemente hasta ahora. Existe un reconocimiento de la importancia de los productos forestales no madereros (PFNM) (Campos 1998, Catalán 2000, Tacón 2004, Tacón *et al.* 2006), sin embargo, se debe trabajar fuertemente en la estandarización de su medición. Existen pocos estudios publicados al respecto, salvo el de Nahuelhual *et al.* (2008). Desde el punto de vista estadístico, ya existe una base de literatura especializada en muestreo probabilístico en recursos naturales (Gregoire y Valentine 2008), e incluso aplicaciones en PFNM (Scheuber y Köhl 2003, Kangas 2006, Maltamo 2006). Así también hay estudios sobre material leñoso muerto *Coarse woody debris* (CWD) en Chile, aunque escasos, e.g., Schlegel y Donoso (2008).

6.6 Modelos estáticos

6.6.1 A nivel de árbol individual

Modelos de altura-diámetro. Los modelos de altura-diámetro son claves en muestreos forestales. En muestreo forestal convencional, i.e., mediciones en terreno de variables de árboles individuales dentro de unidades de muestreo (parcelas), tales como diámetro a la altura del pecho (d) se mide para todos los árboles dentro de la parcela, mientras que la altura total (h) es medida sólo en una submuestra de árboles, porque h es más difícil y costosa de medir. En este contexto, modelos que predicen h como una función de d (referidos de aquí en adelante como modelos de altura-diámetro, o modelos $h-d$) se ajustan para predecir h en aquellos árboles con sólo mediciones de d . En base a la altura, posteriormente se estima el volumen (mediante un modelo de volumen o bien modelo de ahusamiento), ya que dichos modelos emplean como variables predictoras al d y h . Es por todo lo anterior que existe una necesidad en cualquier caracterización de bosques por emplear modelos $h-d$, ya sean previamente ajustados o serán ajustados en base a la submuestra medida.

Si bien la modelación de la relación altura-diámetro ha sido estudiada desde los principios de la biometría forestal moderna (Thorey 1932, Meyer 1940, Curtis 1967),

⁵ INFOR 2012. <http://mapaforestal.infor.cl>

existe aún un gran cuerpo de literatura en este tema empleando diferentes estrategias de modelación (Lappi y Bailey 1988, Staudhammer y LeMay 2000, Robinson y Wykoff 2004), demostrando la complejidad e importancia de este tipo de modelos alométricos. Diversas formas funcionales para la relación $h-d$ han sido propuestas y evaluados, y en la mayoría de los textos de mensura forestal se pueden encontrar un listado de ellos (Avery y Burkhart 2002, Husch *et al.* 2003, van Laar y Akça 2007).

En el caso de los bosques naturales de Chile, todos los estudios que han involucrado caracterización silvícola han empleado algún modelo $h-d$, sin embargo, no existe un mayor análisis de estos modelos, por ejemplo, no se comparan mayormente diferentes formas funcionales. Empleando datos de $h-d$ provenientes de distintas fuentes (entre otras Núñez y Salas 2000, Mujica 2001, Donoso 2002, Salas 2002, Pedraza 2003, Salas 2011) y sitios geográficos y condiciones de diversas especies, se observa una marcada diferencia entre especies en la relación $h-d$ (figura 1), ya sea en la curvatura de la relación, en el rango de la variable predictora, así como en el nivel máximo de altura.

A continuación se muestran las formas funcionales de modelos de $h-d$ comúnmente empleados en caracterizaciones silvícolas de bosques naturales (Peters 1971, Puente *et al.* 1979, Núñez y Peñaloza 1986, Lahsen 2003).

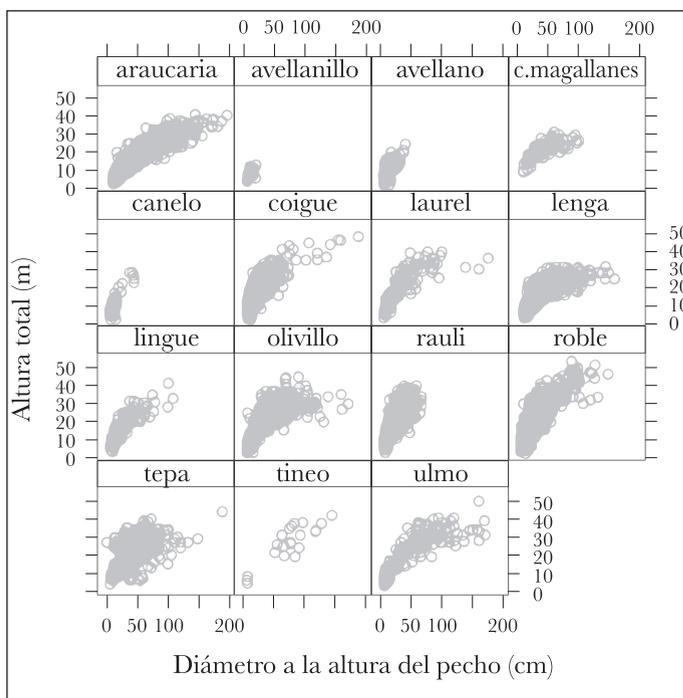


Figura 1. Relación altura total y diámetro a la altura del pecho para diferentes especies. Cada punto corresponde a un árbol medido en terreno. Los datos provienen de diferentes fuentes.

$$h_i = \beta_0 + \beta_1 d_i + \beta_2 d_i^2 + \varepsilon_i ; \quad [1]$$

$$\ln h_i = \beta_0 + \beta_1 \ln d_i + \varepsilon_i ; \quad [2]$$

$$h_i = \beta_0 + \beta_1 e^{-0.5d_i} + \varepsilon_i ; \quad [3]$$

$$h_i = \beta_0 + \beta_1 \frac{1}{d_i} + \varepsilon_i ; \quad [4]$$

donde,

h_i es altura total para el i -ésimo árbol, d_i es el diámetro a la altura del pecho para el i -ésimo árbol, y ε_i es el error aleatorio del modelo asociado al i -ésimo árbol; mientras que β_0 y β_1 son parámetros a ser estimados.

Se debe tender a preferir emplear modelos del tipo similar al 4 (denominado inverso) pues su comportamiento biológico es más consistente con la real alometría de los árboles. En la actualidad, existe una tendencia a preferir modelos no-lineales producto de su comportamiento biológico, un ejemplo de estos son los propuestos por Meyer (1940) y Stage (1963), como se detallan a continuación, respectivamente.

$$h_i = 1,3 + \beta_0 (1 - e^{-\beta_1 d_i}) + \varepsilon_i ; \quad [5]$$

$$h_i = 1,3 + \beta_0 (d_i^{\beta_1}) + \varepsilon_i \quad [6]$$

Empleando datos provenientes del predio Rucamanque (Salas 2002) se ajustaron ambos modelos mediante el método de los mínimos cuadrados y empleando algoritmos de optimización implementados en el software libre estadístico R (R Development Core Team 2011), y se seleccionó el modelo de Stage (ecuación 6) para diferentes especies o grupos de especies. Nótese que los datos provienen de un bosque adulto que sería clasificado como un remanente original del tipo forestal roble-raulí-coigüe según la clasificación de Donoso (1981). La relación altura-diámetro de acuerdo al ajuste de este modelo muestra una clara diferencia alométrica entre las especies (figura 2), donde roble alcanza mayores alturas máximas mayores que las del resto de las especies. Luego las alturas máximas son alcanzadas por ulmo y tino lo cual también es consistente con la autoecología de las especies, y es fácilmente observado en este tipo de bosques multietáneos, mientras que olivillo y laurel, lingue, y tepa alcanzan alturas máximas similares.

Desde el punto de vista de la estimación de existencias (i.e., volumen), es necesario considerar que mayoritariamente las especies latifoliadas del bosque chileno no tienen un fuste excurrente como el de las coníferas, si no que en algún

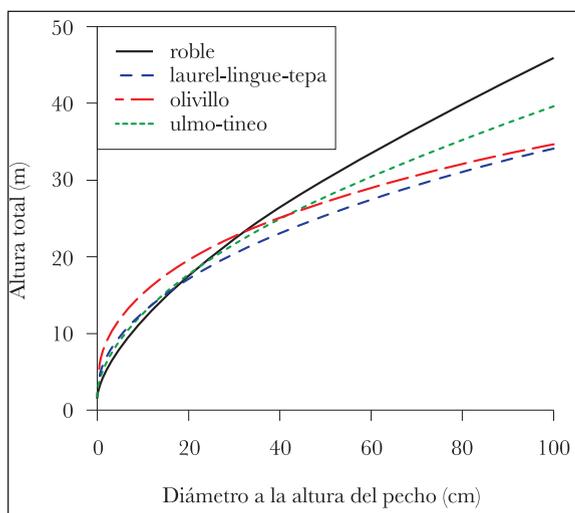


Figura 2. Relación altura total y diámetro a la altura del pecho para algunas especies creciendo en un bosque multietáneo en Rucamanque (región de la Araucanía). Las curvas provienen del ajuste del modelo 6.

punto, éste pierde su eje de crecimiento ramificándose por lo que la altura total en muchos casos no es un buen descriptor de su verdadero potencial, siendo la altura hasta la base de la copa una mejor variable. Esta situación es muy evidente en bosques adultos, donde todos los árboles adultos presentan esta característica que justifica estudiar con mayor profundidad esta situación (Real 1977). Esta característica tiene consecuencias en otros modelos tales como volumen y ahusamiento en los cuales debe realizarse una clara distinción entre la dendrometría de árboles adultos y renovales, así como también entre la estimación de volumen bruto y neto.

Modelos de volumen y ahusamiento. Los modelos de volumen son vitales en cualquier evaluación económica del recurso forestal, y por ende existen una serie de modelos disponibles, los cuales han sido recopilados en diversas instancias (Ferreira 1973, Drake *et al.* 2003). No obstante dichas recopilaciones denotan una serie de deficiencias que podrían resumirse en que muchos modelos son erróneamente reportados (errores en los coeficientes reportados) y la gran mayoría no presenta información estadística del ajuste de los modelos tales como el rango de ajuste en diámetro, altura y volumen. Una gran parte de esas recopilaciones son basadas en modelos que no han sido publicados.

A continuación se mencionan una serie de modelos para diferentes especies que han sido mayoritariamente publicados en revistas científicas. Dentro de estos se encuentran modelos para lenga (Fuenzalida 1975, Corvalán 1987, Núñez y Salas 2000); raulí (Puente *et al.* 1981, Cubillos 1988b); coigüe (Cubillos 1988a); lingue y mañío (Santelices 1989); roble y hualo (Higuera 1994, Salas 2002); canelo (Corvalán *et al.* 1987b, Quiróz 1990); araucaria (Corvalán 1998). Así también podemos destacar

otros estudios que han abordado la problemática de agrupar especies debido a que participan en bosques multispecíficos, dentro de los cuales se pueden destacar a los estudios de Vallejos (1976), Kawas (1978) y (Salas 2002) para roble, olivillo, laurel, lingue, tepa y tinoe.

A continuación se muestran las formas funcionales de modelos de volumen comúnmente empleados para especies nativas (Kawas 1978, Puente *et al.* 1979, Salas 2002).

$$v_i = \beta_0 + \beta_1 d_i^2 h_i + \varepsilon_i ; \quad [7]$$

$$\ln v_i = \beta_0 + \beta_1 \ln d_i^2 h_i + \varepsilon_i ; \quad [8]$$

$$\ln v_i = \beta_0 + \beta_1 \ln d_{6i} h_i + \beta_2 \ln h_i + \beta_3 \ln d_i^2 h_i + \varepsilon_i ; [9]$$

donde,

v_i es volumen bruto total para el i -ésimo árbol, en m^3 scc; d_{6i} es el diámetro con corteza del fuste a los 6 metros de altura en el i -ésimo árbol, en cm; y las otras variables y parámetros fueron previamente definidos.

Aunque existen modelos de volumen para una gran variedad de especies, hay pocos estudios que se centren en analizar las diferencias entre especies. A modo de ejemplo, se graficó los modelos de volumen bruto⁶ individual especie-específicos propuestos por Salas (2002). La estimación se realiza por especie, y en el caso de ulmo también se segrega de acuerdo a un valor de d . Basado en los análisis realizados por Salas (2002) se propuso emplear un mismo modelo para laurel, lingue y tepa. Los modelos de volumen anteriores se recomiendan para ser empleados para árboles con un $d > 10$ cm. Al emplear modelos complementarios de h - d y aquellos que permiten estimar él d_6 , y así graficar la curva de volumen en función exclusivamente del diámetro, se puede observar una marcada diferencia en los niveles de volumen que alcanzan las especies dependiendo de su diámetro (figura 3).

Para estimar el volumen de otras especies que no poseen modelos confiables o para árboles con $d < 10$ cm, se recomienda emplear la siguiente expresión simple que asume un factor de forma artificial (Prodan *et al.* 1997) de 0.3, como sigue

$$\hat{v}_i = 0.00007854 (d_i^2 h_i) 0.3 ; \quad [10]$$

⁶Volumen bruto desde la base del árbol hasta la altura comienzo de copa más el volumen de la copa. Este volumen se mide con corteza y no considera ningún tipo de descuento por defectos.

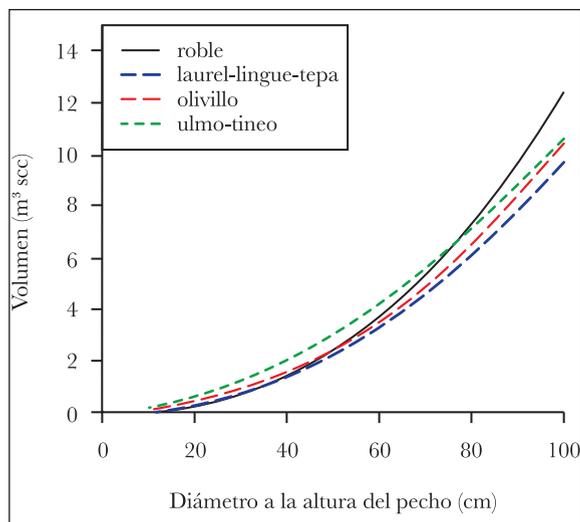


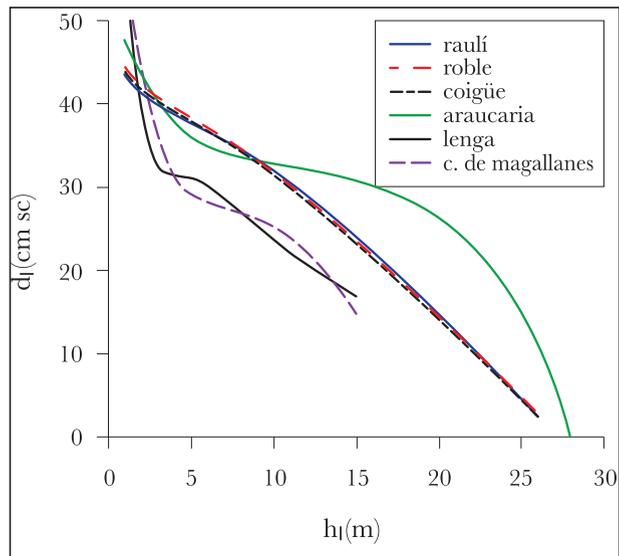
Figura 3. Relación volumen bruto total y diámetro a la altura del pecho para algunas especies creciendo en un bosque multietáneo en Rucamanque (región de la Araucanía). Las curvas provienen de los modelos propuestos por Salas (2002).

Modelos de ahusamiento. Los modelos de ahusamiento no han sido tan estudiados como las funciones de volumen para las especies nativas. Aunque es ampliamente reconocido la utilidad de los modelos de ahusamiento para no tan sólo la predicción del diámetro del fuste a una altura sobre el suelo (d_i) sino que también estimar el volumen entre secciones y total, y además encontrar alturas fustales para respectivos d_i (Prodan *et al.* 1997), no existe una gran cantidad de estudios al respecto para especies nativas. Quizás entre los primeros trabajos de modelación del perfil de un árbol de especies nativas fue el conducido por Peters (1971) en araucaria ajustando un modelo polinomial de quinto grado. Carrasco (1986) desarrollo un completo estudio del ahusamiento de especies nativas del bosque valdiviano, ajustando modelos sencillos a diferentes especies, pero además incorporando la evaluación de la calidad de las secciones. Posteriormente, Kahler (1993), seleccionó el modelo trigonométrico propuesto por Thomas y Parresol (1991) para representar el ahusamiento de roble y raulí en la reserva Malleco. Higuera (1994) ajustó y comparó modelos de volumen y de ahusamiento para roble y hualo, realizando un detallado trabajo de evaluación de modelos, y modificaciones de modelos de ahusamiento desarrollados originalmente para coníferas para que fueran más apropiados. Trincado y Vidal (1999) y Gonzalez (2006) aplicaron interpolación “*spline*” para representar el ahusamiento de lenga y roble-raulí, respectivamente, sin embargo, aunque esta técnica se ve interesante en procesos computacionales intensivos, es un método numérico los cuales mayoritariamente desconocen la naturaleza estocástica del ahusamiento o de cualquier variable a nivel de árbol. Empleando una extensa base de datos para lenga y *Nothofagus betuloides* (coigüe de Magallanes), Núñez y Salas

(2000) realizan un detallado estudio sobre modelos fustales y de volumen, modelando el diámetro fustal sólo hasta la altura comienzo de copa y por lo tanto estimando a ese punto el diámetro en el fuste a la altura comienzo de copa. En general todos los estudios previos presentaban uno de los siguientes problemas: ocupan datos provenientes de un área geográfica reducida o bien poseían un bajo tamaño muestral. Sin embargo, Gezán *et al.* (2009) resolvieron los problemas anteriores, al emplear una extensa base de datos para roble, raulí, y coigüe provenientes del centro-sur de Chile. Gezán *et al.* (2009) ajustaron de modelos de ahusamiento para cada una de dichas especies. Aunque el estudio no presenta un exhaustivo análisis estadístico, si abordó la evaluación de si era pertinente tener un modelo global para cada especie o se debieran ajustar modelos para condiciones locales para cada especie. En figura 4 se grafica el ahusamiento de roble, raulí, y coigüe empleando los modelos propuestos por Gezán *et al.* (2009) para un árbol de referencia que tiene 45 cm de d y 27 m de altura total. Además se grafica el ahusamiento para un árbol de las mismas dimensiones de araucaria empleando el modelo ajustado por Peters (1971), y para lenga y coigüe de Magallanes empleando el modelo ajustado por Núñez y Salas (2000).

Se puede observar que de acuerdo a los modelos propuestos para roble, raulí, y coigüe no existen mayores diferencias en la forma de los árboles de estas especies. Por otra parte, lenga y coigüe de Magallanes poseen un ahusamiento distinto entre ellas y al resto de las especies. El ahusamiento descrito para araucaria parece requerir una mayor revisión ya que describe a un árbol más cilíndrico que para el resto. El gráfico anterior demuestra ciertas falencias en la modelación del ahusamiento de algunas especies, o al menos una mayor revisión de los modelos propuestos.

Figura 4. Ahusamiento para algunas especies de acuerdo a modelos propuestos en la literatura para un árbol de referencia que tiene un diámetro a la altura del pecho de 45 cm y una altura total de 27 m. Las curvas provienen del ajuste de distintos modelos, siendo los modelos de roble, raulí, y coigüe ajustados por Gezán *et al.* (2009), el de araucaria por Peters (1971), y el de lenga y coigüe de Magallanes por Núñez y Salas (2000).



Otros modelos. Existen un gran número de modelos que son interesantes, pero acá resumo que dentro de este grupo, la modelación de la biomasa ha tomado cada vez mayor importancia. Prado *et al.* (1986), Quintana (2008) desarrollaron modelos estimadores de la biomasa total y por componente para *Quillaja saponaria* (quillay), mientras que Aguirre e Infante (1988) lo realizaron para boldo y espino, y Bown (1992) para lenga en Magallanes. Otros modelos interesantes son los que a partir de los datos de biomasa, permiten estimar el contenido de carbono (Gayoso y Guerra 2005).

Hay otros modelos dendrométricos que también son interesantes, aquellos de espesor de corteza, y los que modelan el d en función del diámetro de tocón, pero que existen sólo para pocas especies. En este sentido destacan los estudios de Real (1977) y Álvarez y Grosse (1978) donde se ajustaron una serie de modelos biométricos para caracterizar a los bosques de raulí-coigüe y lenga, respectivamente, y por sobretodo el acabado y completo estudio de Corvalán *et al.* (1987a, 1987b) para los bosques de canelo en Chiloé.

6.6.2 A nivel de Rodal

6.6.2.1 Modelos de distribución diamétrica

Funciones de densidad de probabilidad. La modelación de la distribución diamétrica se ha llevado mayoritariamente a cabo mediante el uso de funciones de densidad de probabilidades (fdp). Una fdp es un modelo matemático que describe la distribución de una variable aleatoria, y depende de los valores que la variable tome, así como también de un set de parámetros. Un gran número de fdps han sido evaluadas para modelar la distribución de diámetros de árboles (Bailey y Dell 1973, Rustagi 1978, Burk y Burkhart 1984, Borders *et al.* 1987, Vanclay 1994, van Laar y Akça 1997) Sin embargo, la fdp de Weibull (Weibull 1951) ha sido preferida en un gran número de estudios por su flexibilidad y buen comportamiento.

La construcción de modelos de distribución diamétrica mediante una fdp ha tenido básicamente dos aplicaciones que se ejemplifican a continuación. La primera corresponde a describir cuantitativamente la estructura diamétrica de rodales, para así por ejemplo evaluar si se trata de un bosque coetáneo o multietáneo. Este tipo de aplicaciones son comunes en estudios de ecología forestal y caracterización de bosques. Por ejemplo, Soto *et al.* (2010) ajustaron mediante el método de máxima verosimilitud la fdp de Weibull⁷ con datos de diámetro de un renoval adulto de coigüe ubicado en el predio Llancahue en Valdivia. El modelo de Weibull está dado por:

⁷La reparametrización de dos parámetros.

$$f(y) = \frac{\alpha}{\beta} \left(\frac{y}{\beta}\right)^{(\alpha-1)} \exp\left[-\left(\frac{y}{\beta}\right)^\alpha\right]; \quad [11]$$

para una variable aleatoria $y \geq 0$, y con parámetros α y β denominados de forma y de escala, respectivamente. Dos características fundamentales hacen que el modelo de Weibull sea tan popular en aplicaciones en ecología forestal y manejo: (a) puede adquirir diferentes formas de distribución, es un modelo versátil (van Laar y Akça 2007), y (b) sus parámetros tienen significado biológico, si $\alpha < 1$, la forma de la distribución será de tipo exponencial negativa, mientras que si $1 < \alpha < 3,5$ será de tipo unimodal. Por otra parte, el parámetro β puede ser interpretado como el percentil-63 de la distribución diamétrica, el 63 % de los árboles tienen un diámetro menor que β (Bailey y Dell 1973). La figura 5 muestra los valores observados (histogramas) y el ajuste del modelo de Weibull considerando todas las especies en conjunto y otras por separado.

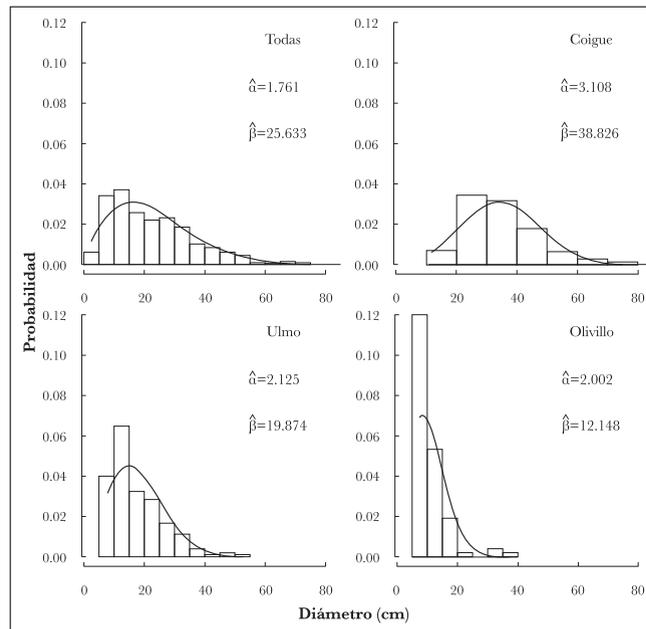


Figura 5. Histogramas observados para el diámetro y ajuste de la función de densidad de probabilidades de Weibull (ecuación 11) para árboles en un renoval adulto de coigüe en Llancahue (provincia de Valdivia) considerando todas las especies, coigüe, ulmo, y olivillo. α y β son los parámetros estimados mediante máxima verosimilitud para el modelo de Weibull. Mayores detalles pueden ser revisados en Soto et al. (2010).

La segunda aplicación de las fdps a distribuciones diamétricas, tiene que ver con predecir distribuciones diamétricas de rodales a lo largo del tiempo, se basa en la técnica de representar la distribución de frecuencia por una fdp cuyos parámetros sean posibles proyectarlos a través del tiempo empleando como variables predictoras variables de estado del rodal como edad, número de árboles, área basal, índice de sitio y altura a través de regresiones (figura 6). De esta manera es posible conocer la variación de la estructura del rodal con el tiempo y predecir la dinámica de las formaciones boscosas, sólo basándose en variables agregadas del rodal.

Si bien las funciones de densidad de probabilidad (fdp) son ampliamente usadas en biometría, existen pocas aplicaciones en bosques naturales chilenos. Alvarez y Grosse (1978) aplicaron la fdp Normal, para caracterizar con buenos resultados estructuras coetáneas de lenga en Aysén. Para la proyección de la estructura, utilizaron una relación parabólica entre la varianza diamétrica de los rodales y el diámetro

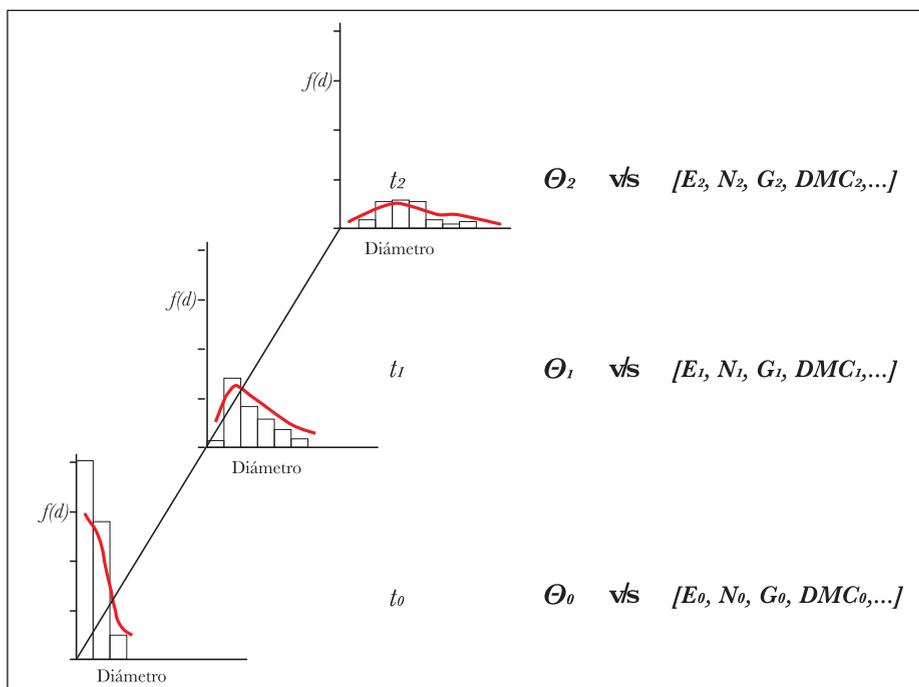


Figura 6. Método de predicción de parámetros para proyectar la distribución diamétrica usando una función de densidad de probabilidades. Se obtienen los parámetros estimados de una fdp (representado por el vector Θ) para las mediciones disponibles en el tiempo (en la figura en t_0 , t_1 , y t_2) y se relacionan con variables de estado de rodal, como por ejemplo; edad (E), densidad (N), área basal (G), diámetro medio cuadrático (DMC) y otras, conocidas para cada medición disponible en el tiempo.

medio, donde ambas variables son parámetros de la función normal. Alvarez y Grosse (1978) también ajustaron la función Beta con buenos resultados, pero debido a que no encontraron una relación entre los parámetros de la función y el diámetro o edad del rodal, no la emplearon finalmente para estimar la evolución en el tiempo de los rodales de lenga. Entre tanto, Vergara (1982) caracterizó distribuciones diamétricas en renovales no intervenidos de raulí a través de la función de Weibull. Cerda (1990), empleando datos de renovales de canelo, ajustó los modelos de Beta, Sb de Johnson y de Weibull, encontrando mejores resultados con la primera de éstas funciones.

Bosques multietáneos. Otros tipos de modelos de distribución diamétrica corresponden a los que buscan representar el desarrollo de bosques multietáneos. De Liocourt (1898) encontró que para bosques irregulares en Europa, existía una cierta proporcionalidad entre el número de árboles de clases diamétricas sucesivas y estableció que el número de árboles respecto al diámetro descendía en progresión geométrica. Esta aseveración, matemáticamente se conoce en manejo forestal como Ley de De Liocourt (De Liocourt, 1898) o modelo de Meyer (Meyer 1952) y corresponde a la siguiente función exponencial negativa.

$$N_{cd_i} = \beta_0 e^{\beta_1 cd_i} ; \quad [12]$$

donde,

N_{cd_i} es el número de árboles en la hectárea para la i -ésima clase diamétrica cd_i ; β_0 y β_1 son parámetros del modelo a ser estimados; y e es la constante neperiana.

Estos modelos son importantes pues se emplean para la aplicación del sistema o cortas de selección (Smith 1962) en bosques multietáneos (Daniel *et al.* 1979).

La aplicación de modelos de distribución diamétrica en bosques naturales, es sumamente escasa. Para bosques del tipo forestal araucaria, Puente (1980) luego de ajustar el modelo de Liocourt en forma linealizada, plantea una regulación general de estos bosques bajo un criterio de permanencia, manteniendo las características de multietaneidad, basándose en las líneas de rodal ajustadas en su estudio mediante dicho modelo logarítmico. Donoso (2002) luego de caracterizar la estructura diamétrica en bosques siempreverdes ajustó diversos modelos para proponer la aplicación del sistema de selección. Posteriormente, Drake *et al.* (2005) empleando el mismo enfoque de Puente, incorporó mayores antecedentes para bosques mixtos de araucaria que le otorgan un enfoque más aplicado o de manejo forestal en el tema.

Modelos de densidad-tamaño medio. La variación en el número de árboles refleja un proceso continuo de eliminación que ocurre a lo largo de la vida de un

rodal desde que es joven hasta que se transforma en un bosque adulto (Assmann 1970). La representación geométrica en el tiempo del número de árboles presenta una forma de una función exponencial negativa, que ha sido históricamente ajustada mediante una expresión logarítmica simple del tipo:

$$\ln N = \beta_0 + \beta_1 \ln d_g ; \quad [13]$$

donde,

N es el número total de árboles vivos por unidad de superficie⁸, y d_g es el diámetro del árbol de área basal media o diámetro medio cuadrático (*DMC*).

Este modelo fue popularizado en las ciencias forestales por Reineke (1933), aunque fue Yoda *et al.* (1963) el que primeramente trabajó en el tema.

Este tipo de modelos son claves en silvicultura, y como tal han sido ocupadas en bosques naturales, aunque no tan profusamente. Si bien los primeros estudios que ajustaron modelos del tipo (13) en bosque nativo son los de Herrera y May (1976) y Soler (1978) en renovales de raulí y Alvarez y Grosse (1978) para lenga, es el trabajo de Puente *et al.* (1979) realizado en renovales de roble y raulí el que explica en su mejor expresión el uso y aplicación del modelo ajustado. Este estudio ha sido fundacional, y se ha empleado como base para definir normas de manejo de raleo de renovales de roble-raulí (Lara *et al.* 1999). A juicio del autor del presente documento, los trabajos⁹ del fallecido Prof. Mario Puente constituyen los primeros estudios de silvicultura cuantitativa en bosques naturales de Chile. Sin lugar a dudas que la muerte del Prof. Puente produjo un vacío importante en el conocimiento cuantitativo de la silvicultura de nuestros bosques naturales, lo cual se refleja claramente en la disminución de trabajos en un periodo de tiempo considerable.

Para bosques de canelo, Donoso *et al.* (2007b) ajustó diferentes modelos de densidad al segregar los datos en cuanto a pendiente y exposición. Gezán *et al.* (2007) ajustaron el modelo de densidad-tamaño (ecuación 13), empleando la mayor base de datos de unidades muestrales para renovales de roble-raulí-coigüe hasta ahora disponibles, a renovales del tipo roble, raulí, y coigüe, y así también propusieron curvas de densidad máxima y prepararon diagramas de manejo siguiendo a Gingrich (1967). Navarro *et al.* (2011) para canelo avanzaron en la estimación de la densidad máxima y construcción de diagramas de manejo para bosques en Chiloé. Para ilustrar las diferencias entre diferentes tipos de bosques, se han graficado (figura 7) las curvas de densidad-tamaño de modelos ajustados por diversos autores: estos son coigüe, raulí-mixto, y roble (Gezán *et al.* 2007); raulí-roble (Puente *et al.* 1979);

⁸ En el sistema métrico esta unidad es 1 hectárea, 10.000 m².

⁹ El Prof. Mario Puente fue profesor guía de las tesis de Herrera y May (1976) y Soler (1978).

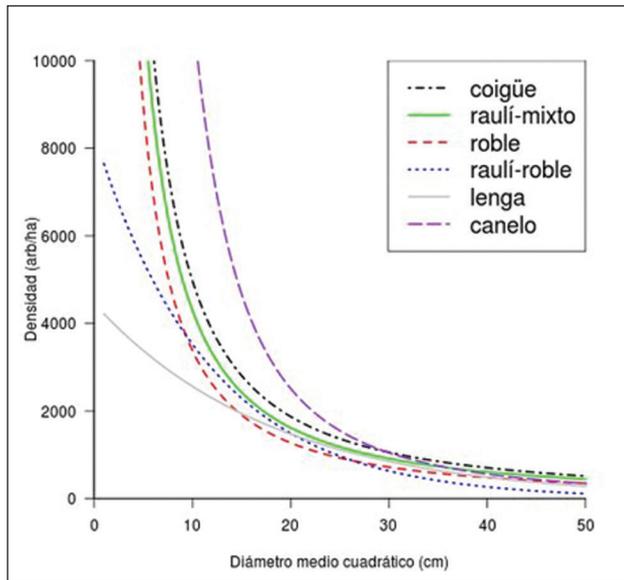


Figura 7. Curvas de densidad promedio estimadas para distintos tipos de bosques: coigüe, raulí-mixto, y roble (Gezán *et al.* 2007); raulí-roble (Puente *et al.* 1979); lenga (Álvarez y Grosse 1978); y canelo (Navarro *et al.* 2011).

lenga (Álvarez y Grosse 1978); y canelo (Navarro *et al.* 2011). Como se ve en la figura existen considerables diferencias entre cada una de las especies.

6.6.3 Modelos dinámicos

Investigación en modelación del crecimiento forestal. El número de estudios sobre modelación del crecimiento forestal difiere considerablemente entre plantaciones forestales y bosques naturales. La modelación fue reconocida como una herramienta clave para investigación, manejo y sistemas que ayudan a tomar decisiones en plantaciones en Chile (Olivares 1977, Peters 1983), pero este no ha sido el caso para los bosques naturales. Debido a la importancia económica de las plantaciones forestales en el país, en la década del 80, y en el marco de un proyecto FAO/PNUD, el INFOR y la universidad de Chile y UACH desarrollaron un primer simulador de crecimiento para plantaciones. Esto fue posible ya que el INFOR comenzó a establecer un sistema de unidades de muestreo permanentes (UMP) en 1962 a través de la distribución completa de las plantaciones de pino radiata en Chile (Peters 1983). Posteriormente, un grupo de empresas forestales y el gobierno de Chile, a través de “Fundación Chile” han invertido recursos en desarrollar un simulador de crecimiento para pino radiata (denominado hoy “Insigne”) y para *E. globulus* y *E. nitens* (denominado “Eucasim”). Un grupo de investigadores ha estado trabajando en el desarrollo de Radiata desde los 90, y el mismo grupo luego desarrolló Eucasim. Actualmente, ambos simuladores son ampliamente usados por las empresas

forestales. Existe al menos una versión académica disponible gratuitamente para uso educacional, principalmente en las universidades. En resumen, estudios de biometría en plantaciones son extensos, fundamentalmente por el avance de dos modernos simuladores, sin embargo, no existen publicaciones que reporten las metodologías y análisis que sustentan a los simuladores, lo que sin lugar a dudas no contribuye al avance científico.

No existen simuladores de crecimiento para bosques naturales de Chile. La mayoría de los estudios de crecimiento en bosques naturales son conducidos empleando una aproximación descriptiva, como usualmente se realiza en estudios ecológicos y silvícolas más que empleando modelación. Es importante destacar acá, y siguiendo lo propuesto por Pretzsch *et al.* (2002), que un modelo de crecimiento es una representación biométrica y matemática del proceso de crecimiento, mientras que el traspaso de este modelo de crecimiento a un programa computacional práctico para predecir escenarios futuros, constituye la creación de un simulador de crecimiento. Vale decir, si bien un simulador podría ser un set de modelos interrelacionados pero basados en una base muestral ínfima, eso no es lo que se considera acá como tal.

Dos intentos conocidos de desarrollo de simuladores de crecimiento de renovales de roble-raulí-coigüe, no han tenido mucho éxito. El primero de ellos impulsado por el INFOR (Bahamóndez 1995, Bahamóndez *et al.* 1998), quienes construyeron un modelo de crecimiento a nivel de árbol individual dependiente de la distancia basado en tres UMPs (de 1 ha cada una) establecidas en 1991, y remedida por última ocasión en 1996, en renovales de roble-raulí-coigüe de 37–56 años. Bahamóndez (1995) presentó tanto los modelos de crecimiento en diámetro y en altura comercial¹⁰. Desafortunadamente no es del todo claro, desde su publicación, cuantos periodos de remediciones existieron y cuantos árboles se emplearon en el ajuste de los modelos. No se realizó una validación de sus modelos, y sólo llevó a cabo un análisis limitado del comportamiento del modelo. Siguiendo el trabajo de Bahamóndez (1995), Bahamóndez *et al.* (1998) presentaron lo que ellos denominan el simulador final. Estos autores usaron los mismos modelos de crecimiento en diámetro y altura de Bahamóndez (1995), y brevemente explicaron en palabras el algoritmo de mortalidad. También entregaron modelos biométricos estáticos para roble y raulí, tales como ecuaciones de ahusamiento, *h-d*, y de diámetros de copa. Desafortunadamente, no reportaron sus parámetros estimados ni alguna evaluación estadística del modelo. Un programa computacional (*software*), de uso público o al menos no restringido, de este denominado simulador no se encuentra disponible.

El segundo intento para desarrollar un simulador para renovales roble-raulí-coigüe fue llevado a cabo por la Universidad Austral de Chile (UACH), mediante un proyecto FONDEFF (Ortega y Gezán 1998a, 1998b), que buscaba construir un

¹⁰Definida por Bahamóndez (1993) como la altura en el fuste con un diámetro límite de 10 cm.

simulador a nivel de rodal. Ellos compilaron los datos existentes de investigaciones previas, establecieron (pero no se remidieron) un set de 128 UMPs a través de la distribución geográfica de este tipo de bosques, realizaron análisis fustal, y tomaron tarugos de incremento para árboles muestra. Desafortunadamente, ningún simulador ha sido oficialmente producido desde este proyecto. A excepción de los diagramas de manejo de Gezán *et al.* (2007), el desarrollo descriptivo del área basal de Lusk y Ortega (2003), y los modelos de ahusamiento de Gezán *et al.* (2009), ninguna publicación detalla la estructura del modelo, funcionamiento, y evaluación de éste.

No existen datos públicamente disponibles de un sistema de UMP en bosques naturales de Chile. Tal como fue mencionado anteriormente, Chile ha invertido en mantener un set de UMP para plantaciones, las que han sido la base para el desarrollo de los simuladores de plantaciones. Sin embargo, aparte de unas pocas y aisladas parcelas en ensayos silvícolas permanentes, no existe un sistema de UMP de bosques naturales. Con respecto a este punto, si bien hoy en día el INFOR ha liberado información de UMPs (ver sección sobre IFC), hay que tener en consideración que una parte importante de ellas no son permanentes, y que además la ubicación de éstas no se ha hecho pública¹¹, lo cual imposibilita por una parte una evaluación sin error de muestreo del crecimiento así como también poder establecer mayores análisis al desconocer las características específicas del sitio que determinan cada unidad de muestreo. Armesto (1990) destaca la importancia de mantener ensayos ecológicos de largo plazo en estudios Chilenos, pero también nota que el horizonte de corto plazo de los programas de investigación Chilenos no es apropiado. El Prof. Claudio Donoso, quien ha mantenido el más antiguo y regularmente medido set de UMPs en bosques Chilenos, en reiteradas ocasiones ha destacado las dificultades para mantener ensayos silvícolas de largo plazo en bosques naturales de Chile (Donoso 2006b). Quizás el mayor problema con experimentos silvícolas, de acuerdo a Armesto *et al.* (1999), es que el diseño, ejecución, y monitoreo de grandes experimentos siguen siendo muy costosos y difíciles operacionalmente. Además, entre los ensayos silvícolas permanentes mencionados por Lara *et al.* (2000), muy pocos han sido remedidos y aún una menor cantidad de artículos o reportes describen sus mediciones y establecimiento. En resumen, sólo unas pocas y aisladas (en términos de estudios) unidades de muestreo permanentes existen en bosques naturales de Chile. Un esfuerzo reciente en este sentido, corresponde a un proyecto¹² financiado por el fondo de investigación del bosque nativo donde se remidieron 30 UMPs previamente establecidas en renovales de roble-raulí-coigüe.

¹¹Comunicación personal con Carlos Bahamóndez, encargado de inventario del INFOR.

¹²Detalles sobre este proyecto llevado a cabo por la Universidad de La Frontera (UFRO), UACH e INFOR, se encuentran en el sitio web www.biometriabosques.com

Productividad de sitios. La productividad de sitios de bosques naturales no ha sido poco estudiada, aún en los bosques de roble-raulí-coigüe. Los estudios que existen han sido mayormente descriptivos. A pesar del potencial forestal de los bosques de segundo crecimiento de roble-raulí-coigüe, y la importancia que reviste en manejo forestal de estimación de productividad de sitios, existen solo unos pocos estudios de productividad de ellos. La investigación en productividad de sitios de bosques de *Nothofagus* puede ser clasificada en estudios descriptivos y de modelación. El primer estudio descriptivo es el de Donoso *et al.* (1993b), donde se colectaron 120 árboles de análisis fustal de roble y raulí a través de la distribución completa de roble-raulí. Ellos propusieron zonas de crecimiento para bosques de roble-raulí basados en índices de sitio promedio (altura de un árbol a una edad clave de 20 años) e incremento medio anual del rodal (estimado bajo una serie de supuesto debido a la falta de datos apropiados) a los 20 años. Donoso *et al.* (1993b) generaron mapas de zonas de crecimiento, los cuales son subjetivos porque su delineación fue basada en tratar de hacer coincidir las variables de sitio con las ubicaciones geográficas. Thiers (2004) empleó los mismos árboles de análisis fustal de roble de Donoso *et al.* (1993b) y otros provenientes de otras fuentes para analizar los efectos de variables edáficas y climáticas en el índice de sitio de roble en 55 rodales. Usando análisis multivariado, Thiers (2004) encontró que el índice de sitio está relacionado con el clima a nivel nacional, y a variables del suelo a escalas regionales. Conclusiones similares fueron reportadas por Schlatter y Gerding (1995) en Chile. El estudio de Thiers (2004) se centra principalmente en aspectos edáficos de productividad, y ningún modelo producto de su investigación se ha hecho disponible de manera pública. Echeverría y Lara (2004) usaron crecimiento diametral medido en taladros de incremento colectados desde 32 parcelas en un área mucho más reducida que la estudiada por Donoso *et al.* (1993b), para mediante análisis multivariado delinearon zonas de crecimiento para bosques de roble-raulí. Los bordes de sus zonas de crecimiento son muy generales y básicamente corresponden a unidades fisiográficas de Chile: cordillera de la Costa, valle central y cordillera de Los Andes. Tanto el uso del crecimiento diametral como referencia para clasificar productividad forestal como el combinar dos especies (raulí y roble), sin proveer una justificación científica constituyen un problema en el estudio de Echeverría y Lara (2004).

Estudios de modelación de productividad de bosques de *Nothofagus* son limitados e incompletos en algunos aspectos. Aparte de algunos estudios sin evaluación de externos en modelos de índices de sitio, tales como los de Burgos (1984) y Moreno (2001), quienes usaron 23 y 51 árboles de análisis fustal de raulí, respectivamente, se pueden destacar los siguientes estudios en roble-raulí-coigüe. Trincado *et al.* (2002) usando 26 (roble) y 24 (raulí) árboles de análisis fustal de Donoso *et al.* (1993b), y cubriendo un rango geográfico menor, ajustaron un modelo polimórfico de índice de sitio basado en el método de las diferencias propuesto por

Cieszewski y Bella (1989). Trincado *et al.* (2002) propusieron un modelo para cada especie, y graficaron curvas de índice de sitio para una edad clave de 20 años. Salas y García (2006), usando 30 árboles de análisis fustal de roble colectados en una sola localidad de 435 ha cerca de Temuco (Rucamanque) en el valle central de Chile, ajustaron un modelo de crecimiento en altura empleando el método de ajuste de las ecuaciones diferenciales estocásticas de García (1983). Los autores restringieron el valor de la asíntota del modelo a ser compatible con datos de altura-edad colectados en un bosque adulto remanente de la misma localidad. Esse *et al.* (2007) colectaron 150 árboles de análisis fustal de coigüe en un área de Los Andes de la región de la Araucanía, y ajustaron modelos de crecimiento en altura así como graficaron curvas de índice de sitio empleando una edad clave de 40 años.

Salas (2011) luego de especificar una serie de problemas con cada uno de los estudios de modelación de productividad, desarrolló modelos de crecimiento en altura de árboles dominantes para roble, raulí, y coigüe, empleando la mayor base de datos disponible en Chile para estos fines a la fecha, abarcando desde los 36° 30' (Concepción) hasta los 41° 30' (Puerto Montt), tomando en consideración en su proceso de ajuste de modelos tanto la correlación temporal de los datos, como así también la estructura jerárquica de estos.

Salas (2011) en base a una ecuación diferencial autónoma, que fue derivada a partir del modelo de crecimiento biológico de von Bertalanffy (1957), propuso un nuevo tipo de índice de sitio: “tasa de crecimiento en altura a una altura de referencia¹³” en vez del índice de sitio tradicional que corresponde a altura a una edad clave.

Luego de ajustar los modelos para cada especie empleando modelos de efectos mixtos no lineales, Salas empleo cuatro índices de sitio: 0,3; 0,5; 0,7 y 0,9 m/año cuando el árbol tiene 10 m de altura¹⁴, y graficó el comportamiento del modelo para cada índice. Para construir este simple sistema dinámico de tiempo continuo donde la ecuación diferencial es función de la altura, de los parámetros estimados y del índice de sitio, se comenzó con una altura inicial de 1,3 m y un tiempo inicial de 0,5 años¹⁵. Al emplear la tasa de crecimiento en altura versus la variable estado (i.e., altura) en vez de versus tiempo (i.e., edad a la altura del pecho), se permite fácilmente diferenciar entre sitios (figura 8 presenta un ejemplo para coigüe).

El modelo propuesto demostró un buen ajuste para las series de crecimiento en altura observadas (figuras 9a, 9b y 9c para coigüe, raulí, y roble, respectivamente) de las tres especies de *Nothofagus* estudiadas por Salas (2011), i.e., coigüe, raulí y

¹³ o base o clave.

¹⁴ Este valor de 10 m es arbitrario y sólo referencial, y puede ser cambiado de acuerdo a las preferencias de cada usuario.

¹⁵ Estos valores quedan determinados por el algoritmo estocástico propuesto por Salas (2011) y empleado para reconstruir la altura de los árboles muestra.

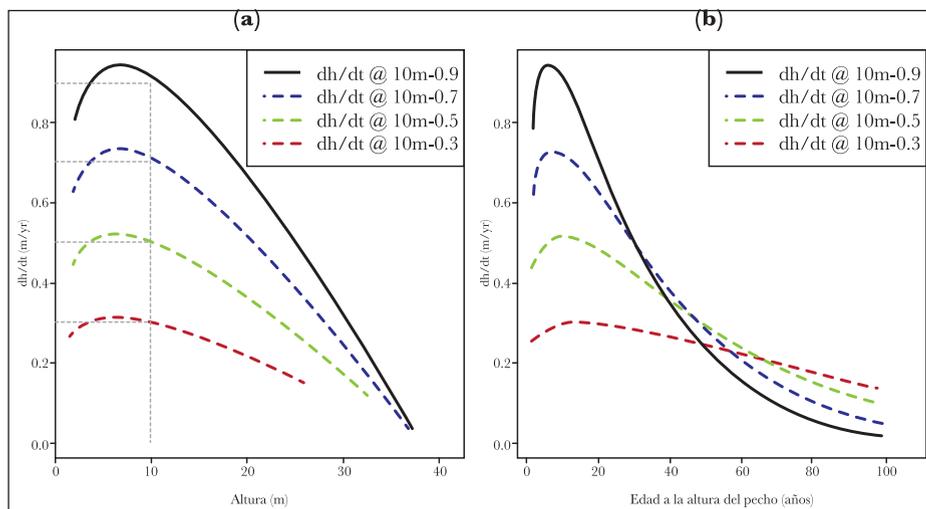


Figura 8. Comportamiento del modelo de crecimiento en altura de coigüe. Tasa de crecimiento en altura versus altura (a) y versus edad a la altura del pecho (b) para diferentes índices de sitios: i.e., tasas de crecimiento en altura a una altura de referencia de 10 m.

roble. Nótese que la primera fila de curvas de la figura 9 corresponde a las curvas de crecimiento en altura empleando el índice de sitio propuesto por Salas (2011), i.e., tasa de crecimiento en altura a una altura clave, mientras que empleando los mismos modelos, se muestran las curvas que representarían curvas de crecimiento en altura empleando el índice de sitio tradicional, i.e., altura a una edad clave.

Finalmente, es importante destacar que Salas (2011) también comparó el uso de la edad a la altura del pecho (*edap*) versus emplearla edad total (*etot*) como variable de tiempo cuando se modela el crecimiento en altura. Los resultados del estudio indicaron, para todas las especies estudiadas (i.e., roble, raulí, coigüe), que es preferible emplear *edap* en vez de *etot*, dado que disminuye considerablemente la variabilidad de la altura inherente al periodo de establecimiento de los árboles en condiciones naturales. Así también desde el punto de vista práctico, es sin lugar a dudas más fácil de obtener una medición de *edap* que de la *etot*.

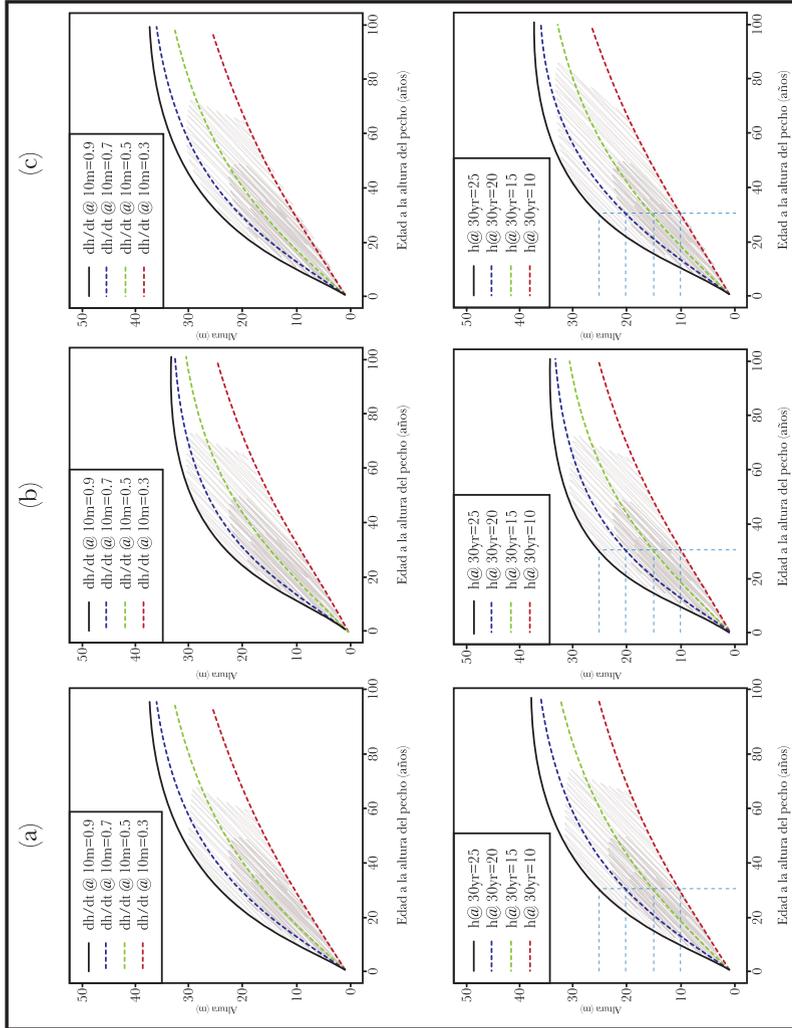


Figura 9: Modelos de crecimiento en altura de Salas (2011) y sus respectivas series de crecimiento observadas. Curvas de crecimiento en altura versus edad a la altura del pecho para diferentes índices de sitios: (primera fila del panel) tasa de crecimiento en altura a una altura de referencia de 10 m y (segunda fila del panel) altura a una edad de referencia (i.e., índice de sitio tradicional) de 30 años para coigüe (a), rauli (b), y roble (c).

6.7 Discusión final

Se presenta a continuación una discusión general sobre la biometría forestal aplicada en Chile, mediante la respuesta a dos preguntas claves del quehacer de una disciplina.

6.7.1 ¿Dónde estamos?

Los muestreos aplicados en Chile siguen siendo bastante convencionales, es decir, mediante el empleo de unidades de muestreo de superficie fija. Los estimadores derivados de dichas unidades muestrales son insesgados ya que se conocen las probabilidades de selección de cada una de ellas (Gregoire y Valentine 2008). Así también, se han aplicado muestreos que requieren menor esfuerzo en terreno (i.e., “más prácticos”), y que en la mayoría de los casos son de tipo no-probabilísticos. Estos muestreos se han utilizado fundamentalmente para llevar a cabo caracterizaciones: botánicas, como por ejemplo, el método de los cuartos centrado en un punto (Cottam y Curtis, 1956); y así también forestales mediante métodos que se basan en la medición de un número fijo de árboles por punto de muestreo (Greg-Smith 1964; Pielou 1977), que se denominan del k -ésimo árbol. Sin embargo, no es ampliamente reconocido que los muestreos del tipo k -ésimo árbol pueden presentar serios sesgos en la estimación de parámetros poblacionales. Por otra parte, los muestreos de probabilidad variable (e.g., de muestreo puntual horizontal) han sido aplicados en raras ocasiones en Chile, aunque estos poseen una sólida fundamentación probabilística¹⁶, un buen poder inferencial, y requieren de un considerable menor esfuerzo que al emplear unidades de muestreo de superficie fija.

El inventario forestal nacional continuo (ICF) del INFOR es vital por una serie de razones, dentro de las cuales destacan la determinación del stock en crecimiento, así como el reporte estadístico sobre el estado de los bosques a nivel nacional, especialmente este último un aspecto especialmente crítico en países en vías de desarrollo (Saket 2002). El éxito de este IFC estará dado en la medida que los datos se hagan ampliamente disponibles y se logre una remediación periódica estable de las unidades de muestreo permanente (UMP). Es de esperar que en un futuro cercano el INFOR comparta, en su calidad de institución dependiente del Estado de Chile, plenamente no tan sólo la información registrada en las UMPs, sino que también la ubicación geográfica de éstas. De este modo se abrirán campos de colaboración, potenciando el desarrollo de investigación en conjunto con investigadores que

¹⁶ Debida fuertemente al trabajo de L. Grosebaugh (e.g., Grosebaugh 1952), quien empleando los aspectos geométricos inicialmente dados por W. Bitterlich, desarrollo las bases probabilísticas del muestreo puntual horizontal.

cultivan diferentes disciplinas, e.g., el monitoreo de una especie sensible de fauna que habita en las copas de los árboles.

Si bien existen modelos dendrométricos estáticos, el uso de éstos en aplicaciones está limitado por carecer de una revisión exhaustiva de: los rangos de ajuste, de la base muestral empleada para construirlos, y de los estadísticos de predicción de los modelos. Esto se debe fundamentalmente a que falta reconocer la importancia de los modelos de: altura-diámetro; volumen; y de ahusamiento en las caracterizaciones silvícolas, en donde dichos modelos son claves. Así también existe una clara divergencia en los procedimientos y variables medidas entre las UMPs establecidas con fines biométricos y aquellas establecidas con fines silviculturales.

Aunque han existido algunas iniciativas, Chile no cuenta con un simulador de crecimiento operativo para bosques naturales. Un aspecto central de un simulador corresponde a la definición de niveles de productividad. El estudio de la productividad de sitios para especies nativas requiere una mayor interacción, que la existente hasta la fecha, entre silvicultores, expertos en suelo y clima, y biómetras forestales. Por ejemplo, la definición de altura dominante (que tiene un efecto vital en el índice de sitio), la superficie de referencia a emplear, y las características de los árboles empleados para la estimación de la altura dominante es un aspecto clave que especialistas en estas distintas disciplinas deberían definir en conjunto.

6.7.2 ¿Dónde debiéramos ir?

Los aspectos claves en donde se debieran centrar los esfuerzos en los próximos años en biometría forestal en Chile son como sigue:

- Desarrollo de una estandarización básica de muestreo en bosques naturales, al menos con respecto a la medición de árboles. Aunque esto pareciera básico, existen una serie de dificultades que evitan que se puedan emplear datos colectados por diferentes fuentes. Debiera reforzarse la idea que en ensayos silvícolas no tan sólo se evalúe el diámetro sino que también la altura. La estandarización acá mencionada debiera enfocarse fundamentalmente en la remediación de árboles en unidades de muestreo permanentes. Todo lo anterior implica consensuar incluso ciertos procedimientos de establecimiento y medición de ensayos permanentes.

- Establecer una nomenclatura común de variables dendrométricas para Chile sería importante para facilitar la conversación entre los diversos actores ligados a aspectos cuantitativos de los bosques. Un especial énfasis se debiera dar a nuevas variables (i.e., diferentes a las tradicionales) que se están registrando en los últimos años.

- Realizar evaluaciones exhaustivas de los modelos biométricos en bosques naturales. Así como también, avanzar en la medición de variables que representen

aspectos pocos estudiados hasta la actualidad en ecosistemas forestales (e.g., productos forestales no madereros, mortalidad, biomasa y degradación), y así como su evaluación y modelación.

- Estudiar el efecto de los problemas sanitarios en la determinación de existencias, para de esta manera realizar estimaciones con mejor precisión de las realmente disponibles en calidad y dimensiones, facilitando la transformación de existencias brutas medidas, en existencias netas reales determinadas con una base científica. Este aspecto no sólo es importante desde el punto de vista de la biometría sino también de la silvicultura en donde la selección de árboles a extraer en raleos generalmente omiten el aspecto sanitario por carecer de visibilidad externa.

El objetivo “superior” en biometría es construir un simulador de crecimiento operativo para bosques naturales, el cual no tan solo es vital en la toma de decisiones sino que también para ser empleado para fines científicos. Esto debe ser desarrollado no sólo como un ejercicio académico (que podría ser realizado en el marco de un proyecto de investigación), sino que debiera ser llevado a cabo como un trabajo colaborativo de diferentes investigadores y profesionales forestales, pero con un liderazgo claro de un grupo de investigadores. La obtención final de un simulador operativo, estará dado por una fuente de financiamiento en el tiempo y quizás requiera una década de trabajo. Un excelente ejemplo del desarrollo de un simulador para bosques naturales, puede ser extraído de la experiencia acumulada por el equipo de investigadores del Servicio Forestal de USA quienes han desarrollado el simulador FVS (*Forest Vegetation Simulator*) basado en el modelo originalmente propuesto por Stage (1973). Un ejemplo local a seguir es el trabajo desarrollado por el proyecto nacional de simulación Radiata, y también empleando la modalidad de cooperativas para así facilitar la participación de empresas. Por ejemplo, crear una Cooperativa de manejo y crecimiento de bosques naturales. Sólo mediante un trabajo organizado y colaborativo podremos contar en un futuro con un modelo de crecimiento aplicable.

AGRADECIMIENTOS

Se agradece la revisión de la Dra. Alicia Ortega y Carlos Bahamóndez de una versión preliminar de este capítulo. De la misma manera, se agradece al Dr. Pablo Donoso, Dr. Rodrigo Mujica, Dr. Roland Peters, Prof. Patricio Núñez y Cristian Higuera, por facilitar datos empleados en este capítulo. Finalmente, C. Salas agradece a los proyectos: FIBN No. 068/2010, FONDECYT No. 11110270 y FONDECYT No. 1110744 que han permitido complementar el desarrollo de esta investigación.

REFERENCIAS

- Aguirre S, P Infante. 1988. Funciones de biomasa para boldo (*Peumus boldus*) y espino (*Acacia caven*) de la zona central de Chile. *Ciencia e Investigación Forestal* 2(3): 45–50.
- Álvarez S, H Grosse. 1978. Antecedentes generales y análisis para el manejo de lenga (*Nothofagus pumilio* (Poepp. et Endl. Krasser)). Tesis Ingeniero Forestal, Universidad de Chile, Santiago, Chile. 194 p.
- Armesto JJ. 1990. Estudios a largo plazo: una prioridad para la investigación ecológica de hoy. *Rev. Chilena de Historia Natural* 63: 7–9.
- Armesto JJ, I Casassa, O Dollenz. 1992. Age structure and dynamics of patagonian beech forests in Torres del Paine National Park, Chile. *Vegetatio* 98(1): 13–22.
- Armesto JJ, JF Franklin, MK Arroyo, C Smith-Ramírez. 1999. El sistema de cosecha con “retención variable”: una alternativa de manejo para conciliar los objetivos de conservación y producción en los bosques nativos chilenos. En: Donoso C, A Lara (Eds.) *Silvicultura de bosques nativos de Chile*. Editorial Universitaria, Santiago, Chile, p. 69–94.
- Assmann E. 1970. *The Principles of Forest Yield Study*. English edition. Pergamon Press, Oxford, England. 506 p.
- Avery TE, HE Burkhardt. 2002. *Forest Measurements*. 5th edition. McGraw-Hill, New York, USA. 456 p.
- Bahamóndez C. 1994. Método para localización de parcelas permanentes basado en uso de imágenes digitales. *Ciencia e Investigación Forestal* 8(2): 345–356.
- Bahamóndez C. 1995. Modelos de crecimiento individual para renovales de roble (*Nothofagus obliqua* (Mirb) Oerst) y raulí (*Nothofagus alpina* (Poepp et Endl)). *Ciencia e Investigación Forestal* 9(1): 57–72.
- Bahamóndez C, M Martin, C Kahler, R Blanco. 1998. Modelos de simulación para renovales de roble (*Nothofagus obliqua* (Mirb) Oerst) y raulí (*Nothofagus alpina* (Poepp et Endl)). In *Primer Congreso Latinoamericano IUFRO*. Valdivia, Chile.
- Bahamóndez C, M Martin (2004) Caracterización productiva de los recursos forestales nativos de las regiones IX a X. Informe final de proyecto FDI-CORFO FM-14, Instituto Forestal (INFOR), Valdivia, Chile.
- Bahamóndez C, M Martin, S Müller-Using, A Pugin, Y Rojas, G Vergara, O Peña, M Uribe, R Ipinza. 2007. Inventario de los bosques de alerce. Informe final de proyecto, Instituto Forestal (INFOR), Valdivia, Chile. 166 p.
- Bailey RL, TR Dell. 1973. Quantifying diameter distributions with the Weibull function. *Forest Science* 19(2): 97–104.
- Borders BE, RA Souter, RL Bailey, KD Ware. 1987. Percentil-based distributions characterize forest stand tables. *Forest Science* 33(2): 570–576.
- Bossel H. 1991. Modelling forest dynamics: Moving from description to explanation. *Forest Ecology and Management* 42(1-2): 129–142.

- Bown H. 1992. Biomasa en bosques de lenga (*Nothofagus pumilio* (Poepp. et Endl) Krasser) en la provincia de Última Esperanza, XII región. Tesis Ingeniero Forestal, Universidad de Chile, Santiago, Chile. 75 p.
- Burgos R. 1984. Determinación de índices de sitio para renovales de Raulí (*Nothofagus alpina* (Poepp et Endl)) en la cordillera andina de la VIII Región. Tesis Ingeniero Forestal, Universidad de Concepción, Chillán, Chile. 35 p.
- Burk TE, HE Burkhart. 1984. Diameter distributions and yields of natural stands of loblolly pine. School of Forestry and Wildlife Resources, Virginia Polytechnic Institute and State University, Publ. FWS-1-84. Blacksburg, VA, USA. 46 p.
- Burkhart HE, TG Gregoire. 1994. Forest biometrics. In Patil GP & CR Rao (Eds.) Handbook of statistics, Vol. 12, Environmental Statistics. Elsevier Science B. V., Amsterdam, The Netherlands, p. 377–407.
- Burschel P, C Gallegos, O Martínez, W Moll. 1976. Composición y dinámica regenerativa de un bosque virgen mixto de raulí y coigüe. *Bosque* 1(2): 55–74.
- Campos J. 1998. Productos forestales no madereros en Chile. FAO, Serie Forestal No. 10, Santiago, Chile. 95 p.
- Carrasco J. 1986. Estudio comparativo de dos métodos para evaluar la calidad a árboles en pie y para representar la forma del fuste en el bosque siempreverde Valdiviano. Tesis Ingeniero Forestal, Universidad Austral de Chile, Valdivia, Chile. 117 p.
- Catalán R. 2000. Productos forestales no madereros: una oportunidad para el desarrollo de las comunidades rurales y la conservación de los bosques templados del Sur de Chile. *Bosque Nativo* 24: 3–6.
- Cerda J. 1990. Modelos de distribución diamétrica en rodales de canelo (*Drimys winteri* Forst). Tesis Ingeniero Forestal, Universidad de Chile, Santiago, Chile. 75 p.
- Christie DA, A Lara, J Barichivich, R Villalba, MS Morales, E Cuq. 2009. El Niño-Southern oscillation signal in the world's highest-elevation tree-ring chronologies from the Altiplano, Central Andes. *Palaeogeography, Palaeoclimatology, Palaeoecology* 281: 309–319.
- Cieszewski CJ, IE Bella. 1989. Polimorphic height and site index curves for lodgepole pine in Alberta. *Can. J. For. Res.* 19: 1151–1160.
- CONAF, CONAMA, BIRF. 1999. Catastro y evaluación de recursos vegetacionales nativos de Chile, Informe nacional con variables ambientales. Proyecto CONAF/CONAMA/Birf, Universidad Austral de Chile, Pontificia Universidad Católica de Chile, Universidad Católica de Temuco, Santiago, Chile. 89 p.
- Corvalán P. 1980. Tamaño óptimo de parcelas de muestreo distribuidas sistemáticamente en retículo cuadrado en inventarios de bosque nativo. *Ciencias Forestales* 2(1): 37–44.
- Corvalán P. 1987. Estratificación de tablas de volumen para Lengua (*Nothofagus pumilio* (Poepp. et Endl.) Krasser) según estructura y fase de desarrollo del bosque, Skyring, provincia de Magallanes. *Ciencias Forestales* 5(1): 3–20.
- Corvalán P. 1998. Modelos dendrométricos para la especie *Araucaria araucana* (Mol.) C. Koch en rodales fuertemente intervenidos. *Ciencias Forestales* 12(1-2): 33–41.

- Corvalán P, L Araya, S Blanco, F Cox. 1987a. El canelo: una alternativa de desarrollo para la X región. Volumen III Metodología, Fondo de Investigación Agraria y Universidad de Chile, Santiago, Chile. 145 p.
- Corvalán P, L Araya, R Calquin, V Loewe, S Niebuhr. 1987b. El canelo: una alternativa de desarrollo para la X región. Volumen IV Resultados, Fondo de Investigación Agraria y Universidad de Chile, Santiago, Chile. 185 p.
- Cottam G, Curtis JT. 1956. The use of distance measures in phytosociological sampling. *Ecology* 37(3): 451–460.
- Cox F. 1976. Estudio metodológico de inventarios de reconocimiento en bosques naturales. *Bosque* 1(2): 75–86.
- Cox F. 1980. Inventario forestal nacional permanente de bosque nativo. Diseño y manual de instrucciones. Documento de Trabajo No. 33 (Proyecto FO: DP/CHI/76/003), Santiago, Chile. 121 p.
- Cubbage F, PM Donagh, JS Júnior, R Rubilar, P Donoso, A Ferreira, V Hoefflich, VM Olmos, G Ferreira, G Balmelli, J Siry, MN Báez, J Alvarez. 2007. Timber investment returns for selected plantation and native forests in South America and the southern United States. *New Forests* 33(3): 237–255.
- Cubillos V. 1987. Modelo de crecimiento diametral para algunos renovales de raulí. *Ciencia e Investigación Forestal* 1(1): 67–76.
- Cubillos V. 1988a. Funciones de volumen y factor de forma para renovales de coigüe. *Ciencia e Investigación Forestal* 2(4): 63–68.
- Cubillos V. 1988b. Funciones de volumen y factor de forma para renovales de raulí. *Ciencia e Investigación Forestal* 2(3): 103–113.
- Curtis RO. 1967. Height-diameter and height-diameter-age equations for second-growth Douglas-fir. *Forest Science* 13(4): 365–375.
- Daniel TW, JA Helms, FS Baker. 1979. Principles of Silviculture. 2nd edition. McGraw-Hill, New York, USA. 500 p.
- Davis S, VH Heywood, O Herrera-MacBryde, J Villa-Lobos, AC Hamilton (Eds.). 1994. Centres of Plant Diversity: A Guide and Strategy for Their Conservation. Volume 3: The Americas. IUCN Publications Unit, Cambridge, England.
- De Liocourt F. 1898. De l'aménagement des sapinières. Bulletin trimestriel, Société forestière de Franche-Comté et Belfort. Pp: 396–409, (in French, Translated by M. Nygren in 2001, School of Natural Resources, University of Missouri-Columbia).
- Donoso C. 1979. Genecological differentiation in *Nothofagus obliqua* (Mirb.) Oerst. in Chile. *Forest Ecology and Management* 2: 53–66.
- Donoso C. 1981. Tipos forestales de los bosques nativos de Chile. Investigación y Desarrollo Forestal (CONAF/PNUD/FAO), Documento de Trabajo No. 38 (Publicación FAO), Santiago, Chile. 82 p.
- Donoso C. 1987. Variación natural en especies de *Nothofagus* en Chile. *Bosque* 8(2): 85–97.
- Donoso C. 1989a. Antecedentes básicos para la silvicultura del tipo forestal siempreverde. *Bosque* 10(1): 37–53.

- Donoso C. 1989b. Regeneración y crecimiento en el tipo forestal siempreverde costero y andino tras distintos tratamientos silviculturales. *Bosque* 10(2): 53–64.
- Donoso C. 1995. Bosques templados de Chile y Argentina: Variación, estructura y dinámica. Tercera edición. Editorial Universitaria, Santiago, Chile. 484 p.
- Donoso C. (Ed.). 2006a. Las especies arbóreas de los bosques templados de Chile y Argentina. Autoecología. Marisa Cuneo Ediciones, Valdivia, Chile. 678 p.
- Donoso C. 2006b. ¿Qué pasa con el manejo de los bosques nativos? *Chile Forestal* 324: 23.
- Donoso C, L Landrum. 1979. *Nothofagus leonii* Espinosa a natural hybrid between *Nothofagus obliqua* (Mirb.) Oerst. and *Nothofagus glauca* (Phil.) Krasser. *New Zealand Journal of Botany* 17: 353–360.
- Donoso C, J Morales, M Romero. 1990. Hibridación natural entre roble (*Nothofagus obliqua*) (Mirb) Oerst y raulí (*Nothofagus alpina*) (Poepp. & Endl.) Oerst, en bosques del sur de Chile. *Rev. Chilena de Historia Natural* 63: 49–60.
- Donoso P, C Donoso, V Sandoval. 1993a. Proposición de zonas de crecimiento de renovales de roble (*Nothofagus obliqua*) y raulí (*Nothofagus alpina*) en su rango de distribución natural. *Bosque* 14(2): 37–55.
- Donoso P, T Monfil, L Otero, V Barrales. 1993b. Estudio de crecimiento de plantaciones y renovales manejados de especies nativas en el área andina de las provincias de Cautín y Valdivia. *Ciencia e Investigación Forestal* 7(2): 253–288.
- Donoso C, P Donoso, M González, V Sandoval. 1999a. Los bosques siempreverdes. En: Donoso C, A Lara (Eds.) Silvicultura de los bosques nativos de Chile. Editorial Universitaria, Santiago, Chile, p. 297–339.
- Donoso P, M González, B Escobar, I Basso, L Otero. 1999b. Viverización y plantación de Raulí, Roble y Coigüe. En: Donoso C, A Lara (Eds.) Silvicultura de los bosques nativos de Chile. Editorial Universitaria, Santiago, Chile, p. 177–244.
- Donoso C, AC Premoli, L Gallo, R Ipinza (Eds.). 2004. Variación Intraespecífica en las especies arbóreas de los bosques templados de Chile y Argentina. Editorial Universitaria, Santiago, Chile. 426 p.
- Donoso PJ. 2002. Structure and growth in coastal evergreen forests as the bases for uneven-aged silviculture in Chile. Ph.D. dissertation, State Univ. of New York, Syracuse, NY, USA. 256 p.
- Donoso PJ, LA Otero. 2005. Hacia una definición de país forestal: ¿Dónde se sitúa Chile? *Bosque* 26(3): 5–18.
- Donoso PJ, V Gerding, D Uteau, DP Soto, O Thiers, C Donoso. 2007a. Efecto de fertilización y cobertura de malezas en el crecimiento inicial y la mortalidad de una plantación de *Nothofagus dombeyi* en la Cordillera de Los Andes. *Bosque* 28(3): 249–255.
- Donoso PJ, DP Soto, RA Bertín. 2007b. Size-density relationships in *Drimys winteri* secondary forests of the Chiloe Island, Chile: Effects of physiography and species composition. *Forest Ecology and Management* 239(1-3): 120–127.
- Drake F, P Emanuelli, E Acuña. 2003. Compendio de funciones dendrométricas del bosque nativo. Universidad de Concepción y Proyecto de Conservación y Manejo Sustentable del Bosque Nativo (CONAF-KfW-DED-GTZ), Santiago, Chile. 196 p.

- Drake F, MA Herrera, E Acuña. 2005. Propuesta de manejo sustentable de *Araucaria araucana* (Mol. C. Koch). *Bosque* 26(1): 23–32.
- Echeverría C, A Lara. 2004. Growth patterns of secondary *Nothofagus obliqua* – *N. alpina* forests in southern Chile. *Forest Ecology and Management* 195: 29–43.
- Espinosa M, J García, E Peña. 1988. Evaluación del crecimiento de una plantación de Raulí (*Nothofagus alpina* (Poepp et Endl.) Oerst.) a los 34 años de edad. *AgroCiencia* 4(1): 67–74.
- Esse CR, CO Navarro, JC Pinares. 2007. Curvas de índice de sitio para *Nothofagus dombeyi* en la zona preandina, provincia de Cautín, IX Región, Chile. *Bosque* 28(2): 142–151.
- Ferreira O. 1973. Recopilación de tablas de volumen para especies nativas chilenas. Informe Técnico 43, Instituto Forestal, Santiago, Chile, 56 p.
- Freyer WE, GM Furnival. 1999. Forest survey sampling designs: A history. *J. Forestry* 97(12): 4–10.
- Fuenzalida S. 1975. Tabla local de volumen para lenga *Nothofagus pumilio* Skyring - Magallanes. Informe Técnico 49, Instituto Forestal, Santiago, Chile, 21 p.
- García O. 1983. A stochastic differential equation model for the height growth of forest stands. *Biometrics* 39(4): 1059–1072.
- Gayoso J, J Guerra. 2005. Contenido de carbono en la biomasa aérea de bosques nativos de Chile. *Bosque* 26(2): 33–38.
- Gerding V, O Thiers. 2002. Caracterización de suelos bajo bosques de *Nothofagus betuloides* (Mirb) Blume, en Tierra del Fuego, Chile. *Rev. Chilena de Historia Natural* 75: 819–833.
- Gezán S, A Ortega, E Andenmatten. 2007. Diagramas de manejo de densidad para renovales de roble, raulí y coigüe en Chile. *Bosque* 28(2): 97–105.
- Gezán SA, PC Moreno, A Ortega. 2009. Modelos fustales para renovales de roble, raulí y coigüe en Chile. *Bosque* 30: 61–69.
- Gilbert H, ME McDill. 2010. Optimizing inventory and yield data collection for forest management planning. *Forest Science* 56(5): 578–591.
- Gingrich SF. 1967. Measuring and evaluating stocking and stand density in upland hardwood forests in the central states. *Forest Science* 13(1): 38–53.
- González ME. 2005. Fire history data as reference information in ecological restoration. *Dendrochronologia* 22: 149–154.
- González ME, TT Veblen, C Donoso, L Valeria. 2002. Tree regeneration responses in a lowland *Nothofagus*-dominated forest after bamboo dieback in South-Central Chile. *Plant Ecology* 161(1): 59–73.
- González RE. 2006. Funciones spline cúbicas para describir el perfil del fuste comercial de roble (*Nothofagus obliqua* (Mirb) Oerst. Var. *obliqua*) y raulí (*Nothofagus alpina* (Poepp. Et Endl.) Perst.). Tesis Ingeniero Forestal, Universidad de Concepción, Concepción, Chile. 43 p.
- Gregoire TG. 2001. Biometry in the 21st century: Whither statistical inference? In Rennolls K (Ed.) Proceedings of IUFRO 4.11 Conference “Forest Biometry, Modelling and Information Science”. University of Greenwich, Greenwich, England, p. 15 p.

- Gregoire TG. 2004. Statistical methodology in forestry. In EOLSS (Ed.) Encyclopedia of Life Support Systems (EOLSS), Vol. II, Biometrics. Developed under the Auspices of the UNESCO, EOLSS Publishers, Oxford, U.K., p. 900–916.
- Gregoire TG, M Köhl. 2000. Statistical ecology and forest biometry. *Environmental and Ecological Statistics* 7: 213–216.
- Gregoire TG, HT Valentine. 2008. Sampling Strategies for Natural Resources and the Environment. Chapman & Hall/CRC, New York, USA. 474 p.
- Grosenbaugh LR. 1952. Plotless, timber estimates – new, fast, easy. *J. of Forestry* 50(1): 32–37.
- Grosse H. 1989. Renovales de raulí, roble, coigüe y tepa, expectativas de rendimiento. *Ciencia e Investigación Forestal* 3(6): 37–72.
- Grosse H, V Cubillos. 1991. Antecedentes generales para el manejo de renovales de raulí, roble, coigüe y tepa. Informe Técnico 127, Instituto Forestal, Concepción, Chile.
- Grosse H, I Quiroz. 1999. Silvicultura de los bosques de segundo crecimiento de roble, raulí y coigüe en la región centro-sur de Chile. En: Donoso C, A Lara (Eds.) Silvicultura de los bosques nativos de Chile. Editorial Universitaria, Santiago, Chile, p. 95–125.
- Hernández R, C Fernández, P Baptista. 1991. Metodología de la Investigación. 2th edition. McGraw-Hill, México, México. 501 p.
- Herrera D, F May. 1976. Caracterización y análisis para el ordenamiento de renovales de raulí en Jauja. Provincia de Malleco. Tesis Ingeniero Forestal, Universidad de Chile, Santiago, Chile. 63 p.
- Higuera C. 1994. Funciones de volumen y ahusamiento para roble y hualo. Tesis Ingeniero Forestal, Universidad Austral de Chile, Valdivia, Chile. 93 p.
- Hildebrandt P, P Kirchlechner, A Hahn, T Knoke, R Mujica. 2010. Mixed species plantations in southern Chile and the risk of timber price fluctuation. *Eur. J. For. Res.* 129(5): 935–946.
- Husch B, TW Beers, JA Kershaw. 2003. Forest Mensuration. 4th edition. Wiley, New York, USA. 443 p.
- INFOR. 2009. Inventario continuo de bosques nativos y actualización de plantaciones forestales. Instituto Forestal, Gobierno de Chile, Santiago, Chile. 201 p.
- Innes J. 1992. Structure of evergreen temperate rain forest on the Taitao Peninsula, southern Chile. *J. of Biogeography* 19: 555–562.
- Kahler C. 1993. Determinación de una función de ahusamiento para renovales de roble y raulí. *Ciencia e Investigación Forestal* 7(1): 117–130.
- Kangas A. 2006. Sampling rare populations. In: Kangas A, M Maltamo (Eds.) Forest Inventory, Methodology and Applications. Springer, Dordrecht, The Netherlands, p. 119–139.
- Kawas N. 1978. Estimación de volumen cúbico por árbol con base muestral restringida, para especies forestales nativas. Tesis Ingeniero Forestal, Universidad de Chile, Santiago, Chile. 98 p.

- Klein D, JP Fuentes, A Schmidt, H Schmidt, A Schulte. 2008. Soil organic C as affected by silvicultural and exploitative interventions in *Nothofagus pumilio* forests of the Chilean Patagonia. *Forest Ecology and Management* 255(10): 3549–3555.
- Lahsen H. 2003. Caracterización y evaluación de propuestas silvícolas en un renoval intervenido del tipo roble-raulí-coigüe, en el provincia de Ñuble. Tesis Ingeniero Forestal, Universidad de La Frontera, Temuco, Chile. 69 p.
- Landsberg J. 2003. Modelling forest ecosystems: state of the art, challenges, and future directions. *Can. J. For. Res.* 33(3): 385–397.
- Lappi J, RL Bailey. 1988. A height prediction model with random stand and tree parameters: An alternative to traditional site index methods. *Forest Science* 34: 907–927.
- Lara A, R Villalba. 1993. A 3260-year temperature record from *Fitzroya cupressoides* tree rings in Southern south America. *Science* 260(5111): 1104–1106.
- Lara A, JC Aravena, R Villalba, A Wolodarsky-Franke, B Luckman & R Wilson. 2001. Dendroclimatology of high-elevation *Nothofagus pumilio* forests at their northern distribution limit in the central Andes of Chile. *Can. J. For. Res.* 31(6): 925–936.
- Lara A, C Donoso, P Donoso, P Núñez, A Cavieres. 1999. Normas de manejo para raleo de renovales del tipo forestal roble-raulí-coigüe. En: Donoso C, A Lara (Eds.) *Silvicultura de los bosques nativos de Chile*. Editorial Universitaria, Santiago, Chile, p. 129–144.
- Lara A, C Echeverría, C Donoso. 2000. Guía de Ensayos Silviculturales Permanentes en los Bosques Nativos de Chile. LOM Ediciones, Santiago, Chile. 244 p.
- Laroze A. 1994. Modelo de estructura espacial para rodales puros de lenga (*Nothofagus pumilio* Poepp. et Endl., Krasser.). Tesis Ingeniero Forestal, Universidad Austral de Chile, Valdivia, Chile. 90 p.
- Loetsch F, F Zöhner, K Haller. 1964. *Forest Inventory*. v. 1-2. BLV.
- Lusk CH, A Ortega. 2003. Vertical structure and basal area development in second-growth *Nothofagus* stands in Chile. *Journal of Applied Ecology* 40(4): 639–645.
- MacLean CD. 1963. Improving forest inventory area statistics through supplementary photo interpretation. *J. Forestry* 61: 512–516.
- Maltamo M. 2006. Inventories of vegetation, wild berries and mushrooms. In: Kangas A, M Maltamo (Eds.) *Forest Inventory, Methodology and Applications*. Springer, Dordrecht, The Netherlands, p. 141–153.
- Martin M. 2009. Manual de operaciones de terreno. Manual No. 40, Instituto Forestal, Valdivia, Chile.
- Meyer HA. 1940. A mathematical expression for height curves. *J. Forestry* 38(5): 415–420.
- Meyer HA. 1952. Structure, growth, and drain in balanced uneven-aged forests. *J. Forestry* 50(2): 85–92.
- Moreno P. 2001. Proposición preliminar de curvas de índice de sitio para renovales de Raulí. Tesis Ingeniero Forestal, Universidad de Chile, Santiago, Chile. 72 p.

- Mujica R. 2001. Untersuchungen zur waldbaulichen Behandlung von *Araucaria araucana* Wäldern in Südchile. Doctor rer. nat. dissertation, Technische Universität München, München, Germany. 190 p.
- Nahuelhual L, J Palma, ME González, K Ortiz. 2008. Potential for greenery from degraded temperate forests to increase income of indigenous women in Chile. *Agroforest Syst* 74: 97–109.
- Navarro C, C Donoso, V Sandoval. 1999. Los renovales de canelo. En Donoso C, A Lara (Eds.) *Silvicultura de los bosques nativos de Chile*. Editorial Universitaria, Santiago, Chile, p. 341–377.
- Navarro C, MA Herrera, F Drake, PJ Donoso. 2011. Diagrama de manejo de densidad y su aplicación a raleo en bosques de segundo crecimiento de *Drimys winteri* en el sur de Chile. *Bosque* 32(2): 175– 86.
- Núñez P, R Peñaloza. 1986. Estudio evaluación del estado actual y proposición de manejo de los renovales de raulí y roble intervenidos en los predios Jauja y Santa Luisa, de FORVESA. Etapa II: Resultados del inventario de pre-raleo. Serie técnica, Universidad Austral de Chile, Facultad de Ciencias Forestales, Valdivia, Chile. 101 p.
- Núñez P, C Salas. 2000. Estudio dendrométrico proyecto forestal Río Cóndor, Tierra del Fuego, XII Región, Chile. Documento de circulación restringida, Forestal Savia Ltda., Temuco, Chile. 43 p.
- Olivares B. 1977. Modelos de simulación y su empleo en el manejo forestal. *Bosque* 1(1): 32–40.
- Olson DM, E Dinerstein. 1998. The global 200: A representation approach to conserving the earth's most biologically valuable ecoregions. *Conservation Biology* 12(3): 502–515.
- Ortega A, S Gezán. 1998a. Cuantificación de crecimiento y proyección de calidad en *Nothofagus*. *Bosque* 19(1): 123–126.
- Ortega A, S Gezán. 1998b. Relación entre variables silviculturales y modelamiento en renovales de *Nothofagus*: una propuesta. In Primer Congreso Latinoamericano IUFRO. Valdivia, Chile.
- Pedraza R. 2003. Evaluación de propuestas de intervención silvícola en un bosque del tipo forestal roble - raulí - coihue subtipo remanente original alterado, en la comuna de Panguipulli, décima región. Tesis Ingeniero Forestal, Universidad de La Frontera, Temuco, Chile. 80 p.
- Peters R. 1971. Konstruktion eines massentafelmodells dargestellt am beispiel der baumart *Araucaria araucana* (Mol.) C. Koch. Doctorwürde dissertation, Albert-Ludwig-Universität Freiburg im Breisgau, Freiburg, Germany. 93 p.
- Peters R. 1983. Modelos de rodal y de manejo de plantaciones. In UACH (Ed.) Simposio: Desarrollo y perspectivas de las disciplinas forestales en la Universidad Austral de Chile. Universidad Austral de Chile, Valdivia, Chile., p. 283–313.
- Pollmann W. 2003. Stand structure and dendroecology of an old-growth *Nothofagus* forest in Conguillío National Park, south Chile. *Forest Ecology and Management* 176: 87–103.
- Prado JA, R Peters, S Aguirre. 1986. Biomass equations for quillay *Quillaja saponaria* Mol in the semiarid region of central Chle. *Forest Ecology and Management* 16: 41–47.

- Pretzsch H, P Biber, J Durský, K von Gadow, H Hasenauer, G Kändler, G Kenk, E Kublin, J Nagel, T Pukkala, JP Skovsgaard, R Sadtke, H Sterba. 2002. Recommendations for standardized documentation and further development of forest growth simulators. *Forstw. Cbl.* 121(3): 138–151.
- Prodan M, R Peters, F Cox, P Real. 1997. Mensura Forestal. Serie investigación y educación de desarrollo sostenible. Instituto interamericano de cooperación para la agricultura (IICA)/BMZ/GTZ, San José, Costa Rica. 561 p.
- Puente M. 1980. Utilización de un bosque del tipo forestal araucaria con criterios de permanencia. Boletín Técnico No. 57, Facultad de Ciencias Forestales, Universidad de Chile, Santiago, Chile. 22 p.
- Puente M, C Donoso, R Peñaloza, E Morales. 1979. Estudio de raleo y otras técnicas para el manejo de renovales de raulí (*Nothofagus alpina*) y roble (*Nothofagus obliqua*). Etapa I: Identificación y caracterización de renovales de raulí y roble. Informe de convenio No. 5, Proyecto CONAF/PNUD/FAO-CHI/76/003, Santiago, Chile. 88 p.
- Puente M, R Peñaloza, C Donoso, R Paredes, P Núñez, E Morales, O Engdahl. 1981. Estudio de raleo y otras técnicas para el manejo de renovales de raulí (*Nothofagus alpina*) y roble (*Nothofagus obliqua*). Etapa II: Instalación de ensayos de raleo. Documento de trabajo No. 41, Proyecto CONAF/PNUD/FAO-CHI/76/003, Santiago, Chile. 63 p.
- LeQuesne CE, D Stahle, M Cleaveland, M Therrel, JC Aravena, J Dunn, J Barichivich. 2006. Ancient Cypres tree-ring chronologies used to reconstruct Central Chile precipitation variability from A.D: 1200-2000. *Journal of Climate* 19: 5731–5744.
- Quintana A. 2008. Biomasa aérea y contenido de carbono en una plantación de siete años de *Quillaja saponaria* Mol. del secano interior de Chile central. Tesis Ingeniero Forestal, Universidad de Chile, Santiago, Chile. 75 p.
- Quiroz I. 1990. Funciones de volumen, modelos de crecimiento factor de forma para *Drymis winteri* Forst. *Ciencia e Investigación Forestal* 4(2): 228–236.
- R Development Core Team. 2011. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. <http://www.R-project.org>.
- Real P. 1977. Algunas relaciones dendrométricas básicas para inventarios en bosques naturales. Tesis Ingeniero Forestal, Universidad Austral de Chile, Valdivia, Chile. 85 p.
- Reese H, M Nilsson, P Sandström, H Olsson. 2002. Applications using estimates of forest parameters derived from satellite and forest inventory data. *Computers and Electronics in Agriculture* 37: 37–55.
- Reineke LH. 1933. Perfecting a stand-density index for even-aged forests. *The Journal of Agricultural Research* 46(7): 627–638.
- Rennolls K, M Tomé, JK Vanclay, V LeMay, BT Guan, GZ Gertner. 2007. Potential contributions of statistics and modelling to sustainable forest management: review and synthesis. In: Reynolds K, A Thomson, M Shannon, M Kohl, D Ray, K Rennolls (Eds.) Sustainable Forestry: From Monitoring and Modelling to Knowledge Management and Policy Science. CABI Publishing, Oxon, England, p. 314–341.

- Robinson AP, WR Wykoff. 2004. Imputing missing height measures using a mixed-effects modeling strategy. *Can. J. For. Res.* 34: 2492–2500.
- Rosenfeld JM, RM Navarro, JR Guzman. 2006. Regeneration of *Nothofagus pumilio* [Poepp. et Endl.] Krasser forests after five years of seed tree cutting. *Journal of Environmental Management* 78(1): 44–51.
- Rustagi KR. 1978. Predicting stand structure in evenaged stands. In J. Fries, Harold E. Burkhart and Timothy A. Max (Ed.) Growth Models for Long Term Forecasting of Timber Yields. Proceedings from an IUFRO meeting, division 4, FWS-1-78. School of Forestry and Wildlife Resources, Virginia Polytechnic Inst and State University, Blacksburg, VA, USA, p. 193–1208.
- Saket M. 2002. Gaps in national-level information on forests and trees in developing countries. *Unasylva* 53: 24–27.
- Salas C. 2002. Ajuste y validación de ecuaciones de volumen para un relicto del bosque de roble-laurel-lingue. *Bosque* 23(2): 81–92.
- Salas C. 2008. Sugerencias para mejorar la calidad de las revistas científicas chilenas: una aplicación en las ciencias forestales con Bosque. *Bosque* 29(1): 3–10.
- Salas C. 2011. Modelling tree height growth of *Nothofagus* forests in south-central Chile: Merging differential equations and mixed-effects models. Ph.D. dissertation, Yale University, New Haven, CT, USA. 158 p.
- Salas C, L Ene, N Ojeda, H Soto. 2010. Métodos estadísticos paramétricos y no-paramétricos para predecir variables de rodal basados en Landsat ETM+: una comparación en un bosque de Araucaria araucana en Chile. *Bosque* 31(3): 179–194.
- Salas C, O García. 2006. Modelling height development of mature *Nothofagus obliqua*. *Forest Ecology and Management* 229(1-3): 1–6.
- Salas C, V LeMay, P Núñez, P Pacheco, A Espinosa. 2006. Spatial patterns in an old-growth *Nothofagus obliqua* forest in south-central Chile. *Forest Ecology and Management* 231(1-3): 38–46.
- Sandoval V. 1993. Inventario forestal bietápico-bifásico combinado. *Bosque* 14(1): 29–36.
- Santelices R. 1989. Funciones de volumen, factor de forma y modelos de crecimiento diametral para rodales de lingue y maño. *Ciencia e Investigación Forestal* 2(7): 1–19.
- Scheuber M, M Köhl. 2003. Assessment of non-wood-goods and services by cluster sampling. In: Advances in Forest Inventory for Sustainable Forest Management and Biodiversity Monitoring, Eds. Corona, Köhl, Marchetti. Kluwer Publishers. P: 157-171
- Schlatter JE. 1994. Requerimientos de sitio para la lenga, *Nothofagus pumilio* (Poepp. et Endl.) Krasser. *Bosque* 15(2): 3–10.
- Schlatter JE, V Gerding. 1995. Método de clasificación para la producción forestal, ejemplo en Chile. *Bosque* 16(2): 13–20.
- Schlegel BC, PJ Donoso. 2008. Effects of forest type and stand structure on coarse woody debris in old-growth rainforests in the Valdivian Andes, South-Central Chile. *Forest Ecology and Management* 255: 1906–1914.

- Schmidt H, J Caldentey. 1994. Silvicultura de los bosques de lenga, apuntes del tercer curso. Technical report, Corporación Nacional Forestal Región de Magallanes, Corporación Chilena de la Madera A.G, Universidad de Chile, Santiago, Chile. 95 p.
- Schumacher FX. 1945. Statistical method in forestry. *Biometrics Bulletin* 1(3): 29–32.
- Shiue C, HH John. 1962. A proposed sampling design for extensive forest inventory: Double systematic sampling for regression with multiple random starts. *J. Forestry* 60: 607–610.
- Smith DM (1962) *The Practice of Silviculture*. 7th edition. Wiley & Sons, New York, USA. 578 p.
- Soler M (1978) Análisis evolutivo y comportamiento de renovales no intervenidos de raulí (*Nothofagus alpina* Poepp. et Endl) según edad. Tesis Ingeniero Forestal, Universidad de Chile, Santiago, Chile. 51 p.
- Soto DP, C Salas, PJ Donoso, D Uteau. 2010. Heterogeneidad estructural y espacial de un bosque mixto dominado por *Nothofagus dombeyi* después de un disturbio parcial. *Rev. Chilena de Historia Natural* 83(3): 335–347.
- Stage AR. 1963. A mathematical approach to polymorphic site index curves for grand fir. *Forest Science* 9(2): 167–180.
- Stage AR. 1973. Prognosis model for stand development. Res. Pap. INT-137, USDA Forest Service, Intermountain Forest and Range Experiment Station. 32 p.
- Stattersfield AJ, MJ Crosby, AJ Long, DC Wege. 1998. Endemic bird areas of the world: Priorities for biodiversity conservation. Birdlife International, Cambridge, UK.
- Staudhammer C, VM LeMay. 2000. Height prediction equations using diameter and stand density measures. *For. Chron.* 76(2): 303–309.
- Tacón A. 2004. Manual de productos forestales no madereros. Programa de Fomento para la Conservación de Tierras Privadas de la Décima Región, CIPMA, Valdivia, Chile. 22 p.
- Tacón A, J Palma, U Fernández, F Ortega. 2006. El Mercado de los Productos Forestales No Madereros y la Conservación de los Bosques del Sur de Chile y Argentina. WWF Chile, Valdivia, Chile. 96 p.
- Temesgen H, ME Goerndt, GP Johnson, DM Adams, RA Monserud. 2007. Forest measurement and biometrics in forest management: Status and future needs of the Pacific Northwest USA. *J. Forestry* 105(5): 233–238.
- Thiers O. 2004. Roble (*Nothofagus obliqua* [Mirb.] Oerst.)- sekundärwälder in zentral- und südchile: Bestimmung der für die bestandesproduktivität wichtigen standortsfaktoren. Doctor rer. nat. dissertation, Albert-Ludwigs-Universität Freiburg im Breisgau, Freiburg, Germany. 170 p.
- Thiers O, V Gerding. 2007. Variabilidad topográfica y edáfica en bosques de *Nothofagus betuloides* (Mirb) Blume, en el suroeste de Tierra del Fuego, Chile. *Rev. Chilena de Historia Natural* 80: 201–211.
- Thomas CE, BR Parresol. 1991. Simple, flexible, trigonometric taper equations. *Can. J. For. Res.* 21: 1132–1137.
- Thorey LG. 1932. A mathematical method for the construction of diameter height curves based on site. *For. Chron.* 8(2): 121–132.

- Tomppo E. 1991. Satellite image-based national forest inventory of Finland. *International Archives of Photogrammetry and Remote Sensing* 28(5): 419–424.
- Trincado G, A Kiviste, K von Gadow. 2002. Preliminary site index models for native roble (*Nothofagus obliqua*) and rauli (*N. alpina*) in Chile. *N. Z. J. For. Sci.* 32(3): 322–333.
- Trincado G, J Vidal. 1999. Aplicación de interpolación cúbica “spline” en la estimación de volumen. *Bosque* 20(2): 3–8.
- Uriarte A, H Grosse. 1991. Los bosques de lenga una orientación para su uso y manejo. Informe Técnico 126, Instituto Forestal, Santiago, Chile.
- Vallejos J. 1976. Estimación de parámetros lineales en funciones de volumen cúbico. Análisis comparativo. Tesis Ingeniero Forestal, Universidad Austral de Chile, Valdivia, Chile. 129 p.
- van Laar A, A Akça. 1997. Forest Mensuration. Cuvillier Verlag, Göttingen, Germany. 418 p.
- van Laar A, A Akça. 2007. Forest Mensuration. Springer, Dordrecht, The Netherlands. 383 p.
- Vanclay JK. 1994. Modelling Forest Growth and Yield: Applications to Mixed Tropical Forests. CAB International, Wallingford, Berkshire, England. 312 p.
- Veblen TT, DH Ashton. 1978. Catastrophic influences on the vegetation of the Valdivian Andes, Chile. *Vegetatio* 36(3): 149–167.
- Veblen TT, DH Ashton, FM Schlegel. 1979. Tree regeneration strategies in a lowland *Nothofagus*-dominated forest in south-central Chile. *J. of Biogeography* 6(4): 329–340.
- Veblen TT, DH Ashton, FM Schlegel, A Veblen. 1978. Influencia del estrato arbóreo sobre los estratos inferiores en un bosque mixto, perenni-caducifolio de Antillanca, Osorno, Chile. *Bosque* 2(2): 88–104.
- Veblen TT, C Donoso. 1987. Alteración natural y dinámica regenerativa de las especies chilenas de *Nothofagus* de la Región de Los Lagos. *Bosque* 8(2): 133–142.
- Veblen TT, C Donoso, FM Schlegel, B Escobar. 1981. Forest dynamics in south-central Chile. *J. of Biogeography* 8(3): 211–247.
- Veblen TT, RS Hill, J Read (Eds.). 1996. The Ecology and Biogeography of *Nothofagus* Forests. Yale University Press, New Haven, CT. 428 p.
- Veblen TT, FM Schlegel, B Escobar. 1980. Structure and dynamics of old-growth *Nothofagus* forests in the Valdivian Andes, Chile. *J. of Ecology* 68(1): 1–31.
- Vergara N. 1982. Distribuciones diamétricas en renovales no intervenidos de Rauli (*Nothofagus alpina* Poepp et Endl.). Tesis Ingeniero Forestal, Universidad de Chile, Santiago, Chile. 149 p.
- von Bertalanffy L. 1957. Quantitative laws in metabolism and growth. *The Quarterly Review of Biology* 32(3): 217–231.
- Weibull W. 1951. A statistical distribution function of wide applicability. *J. Appl. Mech.-Trans. ASME* 18(3): 293–297.
- Wienstroer M, H Siebert, B Müller-Using. 2003. Competencia entre tres especies de *Nothofagus* y *Pseudotsuga menziesii* en plantaciones mixtas jóvenes, establecidas en la precordillera andina de Valdivia. *Bosque* 24(3): 17–30.

- Wilcox K. 1995. Chile's Native Forests: A Conservation Legacy. Ancient Forest International, Redway, CA, USA.
- Winberger P, C Ramírez. 1999. Sinecología de la regeneración natural del rauli (*Nothofagus alpina*) Fagaceae, Magnoliopsida. *Rev. Chilena de Historia Natural* 72: 337–351.
- Yoda K, T Kira, H Ogawa, K Hozumi. 1963. Self-thinning in overcrowded pure stands under cultivated and natural conditions. (inter-specific competition among higher plants xi). *J Biol Osaka City Univ.* 14: 107–129.
- Zeide B. 1980. Plot size optimization. *Forest Science* 26(2): 251–257.
- Zeide B. 1991. Quality as a characteristic of ecological models. *Ecological Modelling* 55: 161–171.
- Zöhler F. 1987. Forstinventur. Ein Leitfaden für Studium und Praxis. Pareys Studentexte 26. Verlag Paul Parey, Hamburg und Berlin, Germany. 207 p.

Capítulo 7

Diagramas de manejo de la densidad: una herramienta de gestión silvícola

Density management diagrams: a silvicultural management tool

CELSO NAVARRO CÁRCAMO, JULIO PINARES ESPARZA

RESUMEN

Los diagramas de manejo de la densidad (DMDs) son simples modelos gráficos de la dinámica de rodales uniformes a diferentes edades que reflejan fundamentalmente la relación entre tamaño, densidad, competencia, ocupación del sitio y autorraleo. Los DMD constituyen una herramienta valiosa para la planificación de regímenes de tratamientos silvícolas que garantizan una óptima ocupación del sitio de acuerdo con los objetivos de producción propuestos, y provean de escenarios para tomar decisiones silviculturales a nivel de rodal. Los DMD se han desarrollado ampliamente a nivel mundial, pero en Chile han sido poco difundidos y muy poco utilizados; sin embargo existen avances en bosques de segundo crecimiento de *Nothofagus*. Este trabajo presenta un análisis de los diagramas de manejo de la densidad y su potencial aplicación para bosques de segundo crecimiento en Chile mediante la presentación de un estudio de caso.

Palabras clave: gestión silvicultural, densidad relativa, canelo, *Drimys winteri*, autorraleo.

SUMMARY

Density management diagrams (DMDs) are simple graphical models of the dynamics of uniform stands at different ages that primarily reflect the relationship between size, density, competition, site occupation and self-thinning. DMDs constitute a valuable tool for planning silvicultural treatment regimens to guarantee an optimal occupation of the site in accordance with the proposed production objectives, and provide scenarios for silvicultural decisions at the stand level. DMDs have been developed in many regions, but in Chile this tool has been poorly communicated and used; however there has been some progress in second-growth *Nothofagus* forests. This paper presents an analysis of the potential application of DMDs in second-growth forests of Chile through the presentation of a case study.

Key words: silvicultural management, relative density, canelo, *Drimys winteri*, selfthinning.

7.1 El manejo de los bosques y la densidad de rodal

El manejo de los bosques siempre produce un grado de artificialización, pero que bien realizado conserva muchas de las funciones y sus características naturales. En este marco, las prescripciones silvícolas que emulan el régimen natural de perturbaciones aminorarían efectos en la biodiversidad y los procesos ecológicos. Conocer las propiedades y efectos de los componentes del ecosistema sobre el todo, como son el crecimiento, competencia y mortalidad en la biomasa, permite adelantarse o comprender la lógica ecosistémica del bosque y así conducir éste a estados en los que se persiga un fin u objetivo, sin alterar sus funciones fundamentales.

Aislar componentes para el adecuado estudio del ecosistema corre el riesgo de no considerar el todo y la conexión de dichos componentes con cada uno de los restantes. Sin embargo la práctica silvícola reconoce el valor del análisis de ciertos elementos estructurales del bosque, lo cuales afectan claramente el desarrollo de los rodales. En este aspecto, el principal componente de la estructura cuantitativa del bosque que se modifica al intervenir un rodal, mediante raleo u otra corta intermedia, es la densidad. Este parámetro es el segundo factor en importancia, después de la calidad del sitio, para la determinación de la productividad de un sitio forestal (Daniels *et al.* 1982). La densidad del rodal es una medida cuantitativa de él, que puede ser expresada en términos absolutos o relativos. En términos absolutos es determinada directamente desde un rodal dado sin referencia a algún otro rodal y se cuantifica normalmente con los parámetros: número de árboles por unidad de superficie, área basal, volumen de madera (Smith y Woods 1997). En tanto, en términos relativos se basa sobre una densidad estándar seleccionada (Avery y Burkhart 1994).

La implicancia silvícola principal del manejo de la densidad es que su manipulación afecta el desarrollo futuro del bosque (Schexnayder *et al.* 2001). En este sentido es importante destacar que la tasa de crecimiento de un rodal forestal de constitución genética dada es consecuencia de su edad, del sitio, de la intensidad de la competencia y de la ocupación del área (Curtis 1970). Alterar positivamente dicha tasa sin afectar las funciones del bosque, es un desafío permanente en el manejo forestal; más aún cuando el sujeto de estudio es un bosque de segundo crecimiento o renewal, los cuales en Chile representan la base natural boscosa con mayor potencial de crecimiento. Al enfrentarnos al manejo de un bosque de segundo crecimiento con fines productivos, claramente actuamos sobre los niveles de competencia y el grado de ocupación del área. Estos dos factores se vinculan con la cantidad (número de árboles por unidad de superficie) y biomasa (tamaño del rodal) de un bosque; que son medidas directas de la densidad de los rodales.

La importancia del manejo de la densidad radica en que afecta directamente el desarrollo del rodal futuro, debido a que desencadena procesos de competencia intra e inter específica. El manejo de la densidad es el control de los niveles de crecimiento a través de la manipulación de la densidad del rodal (Newton 1997). Conocer valores de densidad que representen estados de desarrollo del bosque, es un paso importante para un manejo orientando a maximizar la productividad física de los rodales sin disminuir su condición biológica.

7.2 Relaciones de tamaño - densidad

La más conocida de las relaciones de tamaño-densidad es la ley autorraleo, que fue definida separadamente por Reineke (1933) y Yoda *et al.* (1963), la que describe una relación entre el tamaño y la densidad en rodales coetáneos, monoespecíficos, no intervenidos y en crecimiento activo: el primero determinó la denominada regla de la densidad del rodal que relaciona el número de árboles por hectárea con el diámetro medio cuadrático mediante una función lineal a escala logarítmica con una pendiente universal de $-1,605$; y, por su parte, Yoda *et al.* (1963) determinaron la regla de autorraleo del $-3/2$, iniciando la más prominente y controversial discusión respecto de las escalas de las reglas.

Drew y Flewelling (1979) iniciaron el estudio de esta interrogante cuando plantearon que el tema central en el manejo de la densidad es encontrar un índice que permita cuantificar los efectos de la densidad en el crecimiento de los bosques. Estudiar la densidad y su vinculación con el desarrollo del rodal futuro es posible mediante el análisis de las relaciones de tamaño-densidad. Estas relaciones son básicas para determinar los índices de densidad del rodal, los cuales son utilizados para caracterizar estados de ocupación de sitio, como los de crecimiento libre, crecimiento con competencia y mortalidad debido a la competencia (Penner *et al.*

2002). Yoda *et al.* (1963), quienes desarrollaron la ley, observaron una relación general, luego de mediciones sucesivas de un rodal después de iniciado el auto-raleo. Esta función representa el máximo potencial del rodal, recibiendo el nombre de línea o relación de tamaño máximo densidad o, dada la disminución en densidad, línea de auto-raleo (Drew y Flewelling 1979, Zunino 1996). Estas relaciones han sido utilizadas por diversos autores en el desarrollo de modelos matemáticos para describir el desarrollo del rodal con el tiempo (Smith y Hann 1986).

Desde la derivación de la ley se han efectuado numerosos estudios con el fin de probar sus resultados para diferentes especies y condiciones (Barkham 1978, Malmberg y Smith 1982, Westoby 1984). Pitelka (1984) expresa que es uno de los modelos teóricos más robustos y extensamente aplicables para describir la regulación intraespecífica en poblaciones de plantas. Por su parte, Drew y Flewelling (1979) indican que es un principio general de la biología de las poblaciones de plantas, Westoby (1984) cree que viene a ocupar un lugar en la comprensión de los ecosistemas. Más recientemente Zhang *et al.* (2005) indican que el autorraleo es un equilibrio dinámico entre el crecimiento vegetal y la mortalidad por aumento de la densidad y es gobernado por la ley del $-3/2$. Por el contrario, existen publicaciones y estudios como el de Weller (1987) quien concluyó que 19 de los 63 set de datos de poblaciones individuales previamente citados en apoyo de la ley no mostraban una correlación significativa entre la biomasa del rodal y la densidad de plantas, y veinte de ellos dan pendientes significativamente diferentes de $-1/2$, por lo que la regla como una ley cuantitativa debe ser desechada. Christensen y Peet (1981) reportaron que la relación entre el logaritmo del volumen medio por árbol y el logaritmo del número de árboles no es lineal y de este modo no tiene una pendiente constante. No obstante la crítica y controversia a las relaciones de tamaño y densidad a nivel de ley, han demostrado ser útiles como herramienta de manejo forestal.

7.3 Diagramas de manejo de la densidad

Las relaciones de tamaño-densidad integradas con otras funciones que caracterizan la estructura cuantitativa del rodal, conforman los denominados diagramas para el manejo de la densidad. Estos son esencialmente, simples modelos promedio del rodal que caracterizan gráficamente rendimiento, densidad y mortalidad en varios estados de desarrollo de un rodal (Newton y Weetman 1994, Shaw y Long 2007, Gezán *et al.* 2007, Vacchiano *et al.* 2008, Valbuena *et al.* 2008, Castedo *et al.* 2009). Al respecto Shaw y Long (2007) plantean que los diagramas de manejo de la densidad constituyen una herramienta valiosa para la planeación de regímenes de tratamientos silvícolas que garanticen una óptima ocupación del sitio de acuerdo con los objetivos de producción propuestos para éste.

El desarrollo de estos diagramas ha sido amplio luego de reconocer la simplicidad de sus componentes y la habilidad para desplegar las complejas relaciones dimensionales del desarrollo de un rodal (Kumar *et al.* 1995). A través de ellos es posible identificar los estados de mortalidad debido a la competencia y de tamaño potencial del rodal, orientando las acciones silvícolas para posicionar los rodales en aquellos valores de densidad óptimos para los objetivos del manejo.

En este sentido en los DMD es posible identificar líneas que definen el grado de ocupación del sitio, donde se puede ver la potencialidad de esta herramienta para el manejo de rodales. Una primera línea (A), la línea de la máxima relación tamaño-densidad, marca el límite superior de las combinaciones de tamaño W densidad, sobre ésta no es posible encontrar rodales. El desarrollo de las otras líneas se basa teóricamente en la línea de la máxima relación tamaño-densidad (A), la cual tiene una densidad relativa de 1.0 o 100 %. Una segunda línea (B), marca la iniciación de la mortalidad, se define cuando los rodales comienzan a presentar mortalidad producto de la densidad. Una tercera línea (C), marca las condiciones donde los árboles ocupan totalmente el sitio y el rodal es altamente productivo. Por último una cuarta línea (D), indica el cierre de copas (Drew y Flewelling 1979, Newton 1997, Saunders y Puettmann 2000, Gezán *et al.* 2007) (figura 1).

Entre las líneas A y B, se encuentra la zona de autorraneo (sobre ocupación del sitio), donde el crecimiento por árbol y por hectárea disminuye a medida que se incrementa la competencia. Rodales dentro de esta zona están sometidos a

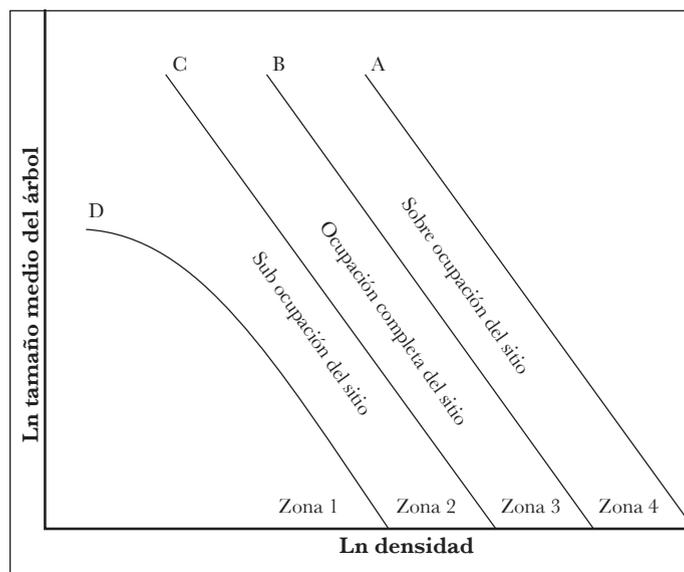


Figura 1. Ejemplo de diagrama de manejo de la densidad (DMDs) simple, con líneas que definen el grado de ocupación del sitio (relaciones tamaño densidad a escala logarítmica). Modificado de Newton (1997).

una competencia intensa y a medida que la trayectoria del rodal se aproxima a la línea límite de tamaño-densidad, cualquier incremento adicional en el tamaño del árbol medio del rodal irá acompañado por reducciones en densidad. Al continuar el crecimiento en tamaño, la mortalidad se acelerará y la trayectoria del rodal se desplazará paralelamente a esta línea. Bajo la línea B y sobre la línea C se encuentra una zona de ocupación completa del sitio, donde se produce el máximo crecimiento por hectárea, en la cual el crecimiento por árbol continúa disminuyendo conforme aumenta la densidad, mientras que el crecimiento por hectárea alcanza su máximo; dentro de esta zona el manejo de rodales permite maximizar la producción de madera para pulpa y biomasa. Bajo la línea C se encuentra la zona de subocupación del sitio, aquí el crecimiento del árbol empieza a disminuir a medida que se incrementa la densidad y el crecimiento por hectárea aumenta al incrementar la densidad. Finalmente la zona bajo la línea D se caracteriza por la sub utilización del rodal en donde el crecimiento por árbol es máximo, mientras que el crecimiento por hectárea se incrementa conforme se aumenta el número de árboles (Drew y Flewelling 1979, Newton 1997, Saunders y Puettmann 2000, Gezán *et al.* 2007) (figura 1).

Drew y Flewelling (1979) estimaron que para *Pseudotsuga menziesii* (Mirb.) Franco la línea B (inminente mortalidad por competencia) se identifica con una densidad relativa de 0,55, 0,4 para la línea C o inicio de la máxima producción del rodal y 0,15 para la línea de cierre de copas. Ando (1968) adaptó un DMD para *Pinus resinosa* Aiton. donde los índices de densidades relativas para las líneas B, C y D son de 0,8, 0,65 y 0,20 respectivamente. Newton (1997) utilizó índices de densidad relativa para *Picea mariana* de 0,13 para la línea de cierre de copas y 0,5 en la línea de mortalidad inminente por competencia. En Chile recientemente Gezán *et al.* (2007) construyeron un DMDs para *Nothofagus*, sugiriendo considerar índices de densidad de rodal de 60 % para la línea de mortalidad inminente por competencia, 30 % en la línea del límite inferior de ocupación del sitio (C), y un 20 % para la línea de cierre de copas, además indica que la línea de inicio de autorraleo o de inminente mortalidad por competencia idealmente debería ser obtenida a partir de experimentos en raleos de parcelas permanentes, registrándose el momento en que se empieza a producir la mortalidad inducida por la competencia.

En relación a la composición de los diagramas, va a estar dada por el nivel de información presentada, lo que naturalmente incidirá en su complejidad. Según Farnden (2002), los DMDs pueden ser agrupados de la siguiente forma:

- 1) Los diagramas más simples contienen las líneas de límite básicas que describen la zona de autorraleo y posiblemente la línea de cierre de copas. Estos diagramas son una guía básica para el raleo de rodales o densidades de establecimiento.

- 2) Un segundo nivel de complejidad es alcanzado agregando sistemas de isolíneas que representan la altura dominante, y volumen o diámetro (dependiendo

de formato). Esta categoría incluye la mayoría de los diagramas de manejo de la densidad producido hasta la fecha.

3) Un tercer nivel de la complejidad se alcanza con la adición de la trayectoria del tamaño-densidad (curvas de mortalidad). Estas líneas agregan considerablemente precisión y exactitud a las predicciones.

4) Menos comunes y menos desarrolladas son las propuestas para ampliar las capacidades de los diagramas de manejo de la densidad mediante la introducción de ejes adicionales. Las propuestas han incluido parámetros adicionales para explicar variaciones en el límite máximo de la relación tamaño-densidad resultado de combinaciones de especies y de calidad de sitio.

En la literatura se puede encontrar dos tipos principales de formatos de diagramas de manejo de la densidad: los primeros producidos por científicos japoneses e introducidos a Norteamérica por Drew y Flewelling (1977, 1979), que se caracterizan por el uso del volumen medio del árbol en el eje vertical y la densidad por hectárea en el eje horizontal, producido en varias regiones de Canadá, Estados Unidos, Japón y Corea. El segundo formato propuesto por Mc Carter y Long (1986) se diferencia del primero por emplear el DMC en el eje vertical en vez del volumen medio por árbol. Long y Smith (1984) discutieron la validez de usar el DMC como alternativa al volumen medio por árbol en los diagramas de manejo de la densidad, señalando que estos diagramas son más fáciles de utilizar debido a que el DMC es un parámetro de fácil obtención y que además, hay una mayor capacidad entre silvicultores de comprender el tamaño del árbol por el diámetro más que por el volumen del árbol del medio. Este formato de DMD se ha aplicado principalmente a especies a través de los Estados Unidos, pero también a las plantaciones de *Tectona grandis* Linn. en la India (Farnden 2002) y en Italia (Vacchiano *et al.* 2008).

A través del uso de DMD el gestor forestal puede de manera objetiva determinar esquemas de control de la densidad, espaciamiento o intensidad de raleo y manejos para una multiplicidad de aplicaciones y usos, entre los que destacan los siguientes: a) maximización de la productividad del sitio en base a objetivos de producción definidos (Drew y Flewelling 1979, Farnden 1996, Newton 1997); b) desarrollar regímenes relativos a la manipulación del hábitat de la vida silvestre (Smith y Long 1987, Lilieholm *et al.* 1994, Shaw y Long 2007); c) para manejar la susceptibilidad de los rodales a ser atacados por pestes (Whitehead *et al.* 2001); d) para manejar estructuras de bosques con la resistencia al viento; e) para aumentar la diversidad en los rodales (Powelson y Martín 2001) y f) recientemente para la protección contra desprendimientos rocosos (Vacchiano *et al.* 2008) y evaluar la estabilidad del rodal (Castedo *et al.* 2009).

Gezán *et al.* (2007) desarrollaron un diagrama de manejo de la densidad para renovales de roble, raulí y coigue, basado en el modelo de Gingrich (1967),

este diagrama constituye una guía básica para el raleo de rodales o densidades de establecimiento, que de acuerdo a Farden (1996), se clasifica como uno de los más simples a desarrollar, ya que contienen las líneas de límite básicas que describen la zona de autorraleo y líneas de densidad relativa.

Respecto a bosques mixtos, como muchos de los bosques de segundo crecimiento en Chile, Nyland (2002) señala que las primeras guías de manejo de densidad no reconocen el efecto de la composición de especies per se, éstas se aplicaron a tipos de comunidades de bosques simples para una región específica o para rodales puros. Más tarde las investigaciones demostraron diferencias en la razón área-árbol entre grupos separados de especies y mostraron los beneficios de ajustar la densidad relativa reflejando la composición de especies, para lo cual se han descrito tres opciones: a) presentar curvas diferentes para cada tipo de comunidad forestal particular o específica; b) presentar curvas de tamaño máximo-densidad para diferentes grupos de composición de especies o tipo de bosque y c) utilizar factores de conversión con base en el área basal por especie y la clase de tamaño, lo que produce una estimación de la densidad relativa que refleja la composición de especie en cada rodal por separado.

Los diagramas de manejo de la densidad actualmente ocupan la atención en Chile por su simplicidad y aporte práctico a la gestión de los bosques naturales, lo cual cobra relevancia para la implementación de la “Ley Sobre Recuperación del Bosque Nativo y Fomento Forestal”.

7.4 Estudio de caso de un formato de diagrama de manejo de densidad desarrollado en Chile de mayor difusión mundial

El diagrama de manejo de la densidad que se presenta corresponde a uno de un segundo nivel de complejidad, desarrollado para *Drimys winteri* por Navarro *et al.* (2011) en el sur de Chile (figura 2). Es aplicable para renovales de *D. winteri* que presentan DMCs que van desde los 10 hasta los 35 cm y densidades entre 350 a 7.500 árboles ha⁻¹, dado que en este universo se encuentran más del 98 % de las unidades muestrales usadas en el estudio. Se utilizaron 300 unidades muestrales en que predomina *D. winteri* con al menos 70 % de participación en términos de área basal y volumen. Debido a la importancia de estas formaciones, recientemente se han desarrollado estudios sobre silvicultura y ecología que incluyen resultados de largo plazo de tratamientos de raleos (Reyes *et al.* 2009) y evaluación de relaciones tamaño-densidad con variaciones de sitio (Donoso *et al.* 2007). Este último estudio determinó que dichas relaciones eran independientes del sitio, lo que sienta las bases para el desarrollo de un DMD para bosques secundarios de esta especie. Los DMD, aunque no reemplazan a un simulador, son prácticos y fáciles de utilizar por los

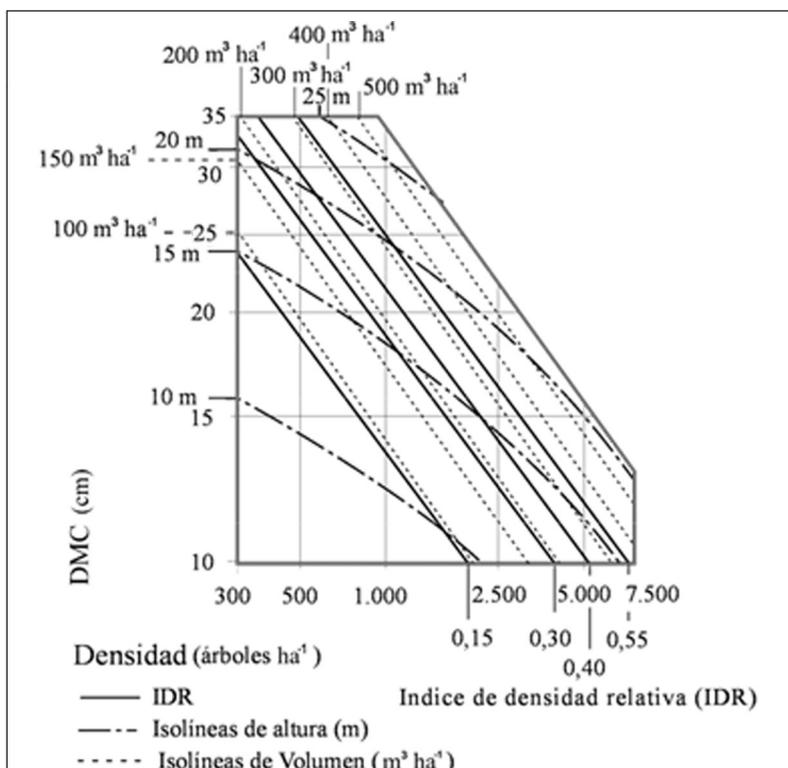


Figura 2. Diagrama de manejo de la densidad para *Drimys winteri* en el sur de Chile. Fuente: Modificado de Navarro et al. (2011).

silvicultores (Valbuena et al. 2008, Castedo et al. 2009) y de gran aporte potencial a la gestión de los bosques naturales.

En el diagrama es posible identificar las líneas de densidad relativa, las isóneas de volumen y las isóneas de altura media dominante. Las líneas de densidad relativa comienzan con la de autorraleo o máxima relación tamaño densidad y corresponde al límite derecho del DMD. A partir de ésta y en forma paralela se trazaron otras cuatro líneas de densidad relativa, sobre la base de la evaluación de las parcelas permanentes y los estudios desarrollados por Venegas (1999) y Navarro et al. (1999): una primera que marca el inicio de la mortalidad, con una densidad relativa (DR) de 0,55; una segunda línea de una DR de 0,40 que define las condiciones donde los árboles ocupan totalmente el sitio y el rodal es altamente productivo; una tercera línea de DR de 0,30 que define el límite inferior de raleo para objetivos de producción de trozas aserrables o debobinables; y finalmente una cuarta línea de DR de 0,15 que indica el cierre de copas y el límite superior de la zona de crecimiento libre. Estos

resultados son coincidentes con las determinadas por Drew y Flewelling (1979) para *P. menziessi*.

Para la aplicación del DMD se define un rodal meta cuyas características para el ejemplo son un DMC de 35 cm y una densidad de 400 árboles cosecha por hectárea. Se establece límite superior de ocupación de sitio correspondiente a una densidad relativa de 0,45 y un límite inferior del rodal de 0,30, que tiene como objetivo evitar la mortalidad relacionada a la densidad y permite mantener la copa viva con un buen vigor y evitar la caída por vientos. La condición original y final del renoval, así como las intervenciones o tecnología silvícola para alcanzar el rodal meta y respetar los límites inferior y superior de IDR fijados se expresan en el DMD (cuadro 1).

IDR: índice de densidad relativa; DMC: diámetro medio cuadrático

Las líneas de raleo trazadas en el DMD ilustran la intervención, identificando segmentos inclinados que representan zonas de raleo y segmentos verticales que representan zonas de postraleo (figura 3). En el caso de las líneas verticales (post

Cuadro 1. Esquemas de raleos tardíos con uso de diagrama de manejo de la densidad (DMD) para bosques secundarios de <i>Drimys winteri</i> (ES1: 3 raleos; ES2: 4 raleos) (Navarro <i>et al.</i> 2011).					
Escenario (ES)	Esquema de raleo	IDR	Densidad (árboles/h)	DMC (cm)	Edad (años)
ES1	Estado final	0,46	400	35	75
	Raleo 3	0,30	400	29	52
	Estado intermedio	0,45	900	24	52
	Raleo 2	0,30	900	20	38
	Estado intermedio	0,45	2.000	16	38
	Raleo 1	0,30	2.000	14	30
	Estado inicial	0,62	6.500	11	30
ES2	Estado final	0,46	400	35	75
	Raleo 4	0,30	400	29	60
	Estado intermedio	0,45	700	27	60
	Raleo 3	0,30	700	23	45
	Estado intermedio	0,45	1.200	21	45
	Raleo 2	0,30	1.200	18	35
	Estado intermedio	0,45	2.500	15	35
Raleo 1	0,40	2.500	14	30	
Estado inicial	0,62	6.500	11	30	

IDR: índice de densidad relativa; DMC: diámetro medio cuadrático.

raleo), el rodal se caracteriza por la mantención de la densidad y aumento del DMC. En el caso de las líneas inclinadas, éstas representaron la extracción de individuos suprimidos, intermedios y codominantes (raleo por lo bajo grado C; Nyland 2002), donde la pendiente del raleo no sigue estrictamente las isolíneas de alturas dominantes que es lo que ocurre al realizar un raleo estrictamente por lo bajo, suponiendo que el raleo no tiene ningún efecto sobre esta altura.

En relación a las líneas de densidad relativa definidas para renovales de *D. winteri* de 0,55, 0,40, 0,30 y de 0,15, en base al análisis de mortalidad, desarrollo de copas de las parcelas del presente estudio y a los trabajos de Navarro *et al.* (1999) y Venegas (1999), es posible sugerir las siguientes densidades relativas para efectuar manejo en renovales de *D. winteri* con objetivos productivos maderables:

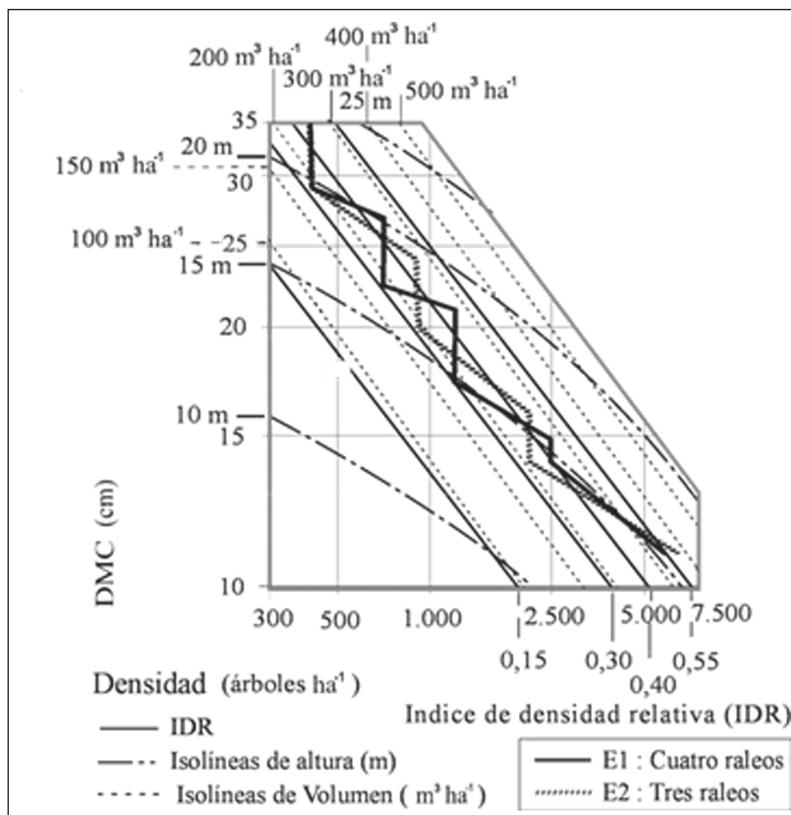


Figura 3. Propuesta de raleos tardíos con uso del diagrama de manejo de la densidad para renovales de *Drimys winteri*. Modificado de Navarro *et al.* (2011).

– Mantener densidades relativas sobre un 0,55 no es recomendable, ya que en esta zona se produce una alta mortalidad por competencia, la tasa de crecimiento del rodal es mínima, los rodales que se manejen sobre esta densidad relativa demorarán más años en alcanzar el bosque meta. Esto lo ilustra la parcela testigo con cifras de 0,50 a 0,78 de densidad relativa y alta mortalidad. En esta zona cualquier incremento del árbol medio irá acompañado de mortalidad (Drew y Flewelling 1979, Newton 1997, Saunders y Puettmann 2000, Shaw y Long 2007). Al respecto, Nyland (2002) indica que densidades relativas hasta un 0,80 podrían justificarse, ya que en estos casos la mortalidad se concentra en individuos suprimidos o intermedios. Sin embargo, para los renovales estudiados de *D. winteri* que presentan IDR sobre 0,55, sus tasas de crecimiento en diámetro son mínimas, lo que prolonga el tiempo de cosecha de los árboles futuros de manera importante.

– Con densidades de manejo entre 0,40 a 0,55 de IDR se logra maximizar la producción de biomasa para uso energético o tableros. De acuerdo a lo experimentado los rodales que se ubiquen en esta zona presentan menor riesgo de caída por viento.

– Manejar renovales dejando densidades relativa entre un 0,15 a 0,40 permite concentrar el manejo para madera de alta calidad. Sin embargo, para reducir el riesgo de daño por viento y permitir ingresos en periodos más cortos, lo que es especialmente importante en economías de pequeños y medianos productores forestales, es recomendable densidades relativas límites de 0,30 y 0,45. El tratamiento de raleo moderado representa esta condición, que significa realizar intervenciones cada 8 a 15 años, aumentando su periodicidad en los raleos posteriores con intensidades de extracción que varían de 24 % de IDR en el primer raleo y 15 % en los raleos sucesivos.

– Ubicar rodales en densidades relativas inferiores a 0,15 significa una subutilización del sitio y máximos crecimientos a nivel de árbol. Al respecto, Gezán *et al.* (2007) plantean que densidades bajo esta línea podrían indicar que se requiere enriquecer el rodal. Esta situación queda representada por el raleo severo, donde se redujo la densidad relativa de 0,50 a 0,12, quedando en la zona de crecimiento libre el rodal durante diez años. A nivel de árboles individuales esto significó un aumento del área de copa de los árboles dominantes 2,6 veces respecto del testigo y 1,8 veces el tamaño del árbol de área basal media; a nivel de rodal la producción física disminuyó en un 60 % respecto del testigo.

El diagrama desarrollado, permite evaluar regímenes de raleos tardíos orientados a la producción de madera de mayor precio en Chile. El uso del DMC en la ordenada y la densidad en la abscisa permite a los silvicultores y potenciales usuarios visualizar con mayor facilidad la relación entre la densidad relativa y el tamaño medio de los árboles a través del DMC en vez del volumen medio, tal y como lo plantean Farnden (2002) y Long y Shaw (2005).

7.5 Desafíos

Los diagramas desarrollados en Chile constituyen un importante avance, existiendo aún muchos desafíos respecto a esta herramienta, algunos de ellos son:

- Constituir mejores bases de datos para el desarrollo de funciones más consistentes y representativas para los bosques de segundo crecimiento en Chile.
- Considerar la construcción de funciones de altura dominante/edad para diversos sitios donde se encuentran las especies objetivos. Esta herramienta usada en combinación con los DMD permite la estimación de la edad de los rodales y por lo tanto, una mejor proyección de los programas de intervención propuestos.

El desarrollo de diagramas de manejo de la densidad para aplicaciones distintas a la maximización de la productividad, como aquellas estudiadas por otros autores para desarrollar regímenes relativos a la manipulación del hábitat de la vida silvestre, para manejar la susceptibilidad de los rodales a daños por enfermedades y plagas; para manejar estructuras de bosques con la resistencia al viento; para aumentar la diversidad en los rodales y recientemente para la protección contra desprendimientos rocosos y evaluar la estabilidad del rodal, son desafíos de corto plazo para nuestro país, dada la presión por el uso de estos bosques y la aprobación de la Ley del Bosque Nativo.

REFERENCIAS

- Ando T. 1968. Ecological studies on the stand density control in even-aged pure stands. Tokio, Japan. Government Forest Experiment Station (Bulletin N° 210).
- Avery TE, HE Burkhart. 1994. Forest Measurements. Nueva York, USA. Ed. McGraw-Hill. 408 p.
- Barkham JP. 1978. Pedunculate oak woodland in a severe environment: Black Tor Copse, Dartmoor. *Journal of Ecology* (66): 707-740.
- Castedo F, F Creciente, P Álvarez, M Barrio. 2009. Development of a stand density Management diagram for radiata pine stand including assessment of stand stability. *Oxford Journal Life Sciences Forestry* 82 (1): 1-16.
- Christensen N, R Peet. 1981. Secondary forest succession on the north Carolina Piedmont. In West DC, H Shugart, DB Botkin eds. Forest succession, concepts and application. Springer-Verlag. New York, USA. p. 230-244.
- Curtis R. 1970. Stand density measures: An interpretation. *Forest Science* 16:403-414.
- Daniels P, U Helms, F Baker. 1982. Principios de Silvicultura. Segunda Edición. McGraw-Hill. México. 492 p.
- Donoso PJ, D Soto, RA Bertín. 2007. Size- density relationships in *Drimys winteri* secondary forest of the Chiloe Island, Chile: effects of physiography and species composition. *Forest Ecology and Management* 239: 120-127.

- Drew J, J Flewelling. 1977. Some recent Japanese theories of yield-density relationships and their application to monterey pine plantations. *Forest Science* 23: 517-534.
- Drew J, J Flewelling. 1979. Stand density management: an alternative approach and its application to Douglas-fir plantations. *Forest Science* 25(3): 518-532.
- Farnden C. 1996. Stand density management diagrams for Lodgepole pine, White spruce and interior Douglas fir. Canadian Forest service. Information report BC-X-360. 41 p.
- Farnden C. 2002. Recommendations for constructing stand density management diagrams for the Province of Alberta. Report to Alberta Land and Forest Division. Alberta, Canada. Ministry of Sustainable Resource Development. 17 p.
- Gezán S, A Ortega, E Andenmatten. 2007. Diagramas de manejo de la densidad para renovales de Roble, Raulí y Coigüe en Chile. *Bosque* 28(2): 97-105.
- Gingrich S. 1967. Measuring and evaluating stocking and stand density in upland hardwoods forests in the Central States. *Forest Science* 13 (1): 38-53.
- Kumar M, J Long, P Kumar. 1995. A density management diagram for teak plantations of Kerala in Peninsular India. *Forest Ecology and Management* 74: 125-131.
- Liliehholm R, J Long, S Patla. 1994. Assessment of goshawk nest area habitat using stand density index. *Studies in Avian Biology* 16: 18-23.
- Long JN, JD Shaw. 2005. A density management diagram for even-aged ponderosa pine stands. *West. Journal of Applied Forestry* 20(4): 205-215.
- Long J, F Smith. 1984. Relation between size and density in developing stands: A description and possible mechanisms. *Forest Ecology and Management* 7: 191-206.
- Malmberg C, H Smith. 1982. Relationship between plant weight and density in mixed population of *Medicago sativa* and *Trofolium platense*. *Oikos* 38: 365-368.
- McCarter J, J Long. 1986. A lodgepole pine density management diagram. *Western Journal of Applied Forestry* 1: 6-11.
- Navarro C, C Donoso, V Sandoval. 1999. Los renovales de Canelo. In Donoso C, A Lara eds. *Silvicultura de los bosques nativos de Chile*. Santiago, Chile. Editorial Universitaria. p. 341-380.
- Navarro C, M Herrera, F Drake, P Donoso. 2011. Diagrama de manejo de la densidad y su aplicación a raleo en bosques de segundo crecimiento de *Drimys winteri* en el sur de Chile. *Bosque* 32(2): 175-186.
- Newton P. 1997. Stand density management diagrams: Review of their development and utility in stand-level management planning. *Forest Ecology and Management* 98: 251-265.
- Newton P, G Weeman. 1994. Stand density management diagram for managed black spruce stand. *Forestry Chronicle* 70: 65-74.
- Nyland R. 2002. *Silviculture. Concepts and Applications*. New York, USA. McGraw-Hill Companies. 633 p.
- Penner M, E Swift, R Gagnon, R Brissette. 2002. A stand density management diagram for balsam fir in New Brunswick. *Forestry Chronicle* 82(5): 700-711.
- Pitelka L. 1984. Application of the $-1/2$ power law to clonal herbs. *American Naturalist* 123:442-449.

- Powelson A, P Martin. 2001. Spacing to increase diversity within stands. Forest Practice Branch, British Columbia Ministry of Forests, Victoria, B.C. Stand Density Management.
- Reineke L. 1933. Perfecting a stand density index for even-age forest. *Journal of Agricultural Research* 46: 627-638.
- Reyes R, P Donoso, C Donoso, C Navarro. 2009. Crecimiento de renovales de *Drimys winteri* después de 16 años de aplicados distintos tratamientos de raleo en las cordilleras de Los Andes y de la Costa en Chile. *Bosque* 30(3): 117-126.
- Saunders M, K Puettmann. 2000. A preliminary White Spruce density management diagram for the lake states. Minnesota, USA. Department of Forest Resources, University of Minnesota (Staff papers series N° 145).
- Schexnayder P, T Dean, V Baldwin. 2001. Diameter growth of a slash pine spacing study five years after being thinned to a constant stand density index. Proceedings of the Eleventh biennial southern silvicultural research conference. U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Southern.
- Shaw J, J Long. 2007. Density management diagram for Longleaf Pine stands with application to Red-Cockaded Woodpecker habitat. *Southern Journal of Applied Forestry* 31(1): 28-38.
- Smith N, D Hann. 1986. A growth model based on the self-thinning rule. *Journal of Forest Research* 16: 330-334.
- Smith N, J Long. 1987. Elk hiding and thermal cover guidelines in the context to lodgepole pine stand density. *Western Journal of Applied Forestry* 2: 6-10.
- Smith D, M Woods. 1997. Red pine and white pine density management diagrams for Ontario. Ontario Min. Nat. Res., Southcentral Sciences Section. 31 p.
- Vacchiano G, R Motta, J Long, J Shaw. 2008. A density management diagram for Scots pine (*Pinus sylvestris* L.): a tool for assessing the forest's protective effect. *Forest Ecology and Management* 255(7): 2542-2554.
- Valbuena P, C Peso, F Bravo. 2008. Stand density Management diagrams for two Mediterranean pine species in Eastern Spain. *Investigación Agraria: Sistemas y Recursos Forestales* 17(2): 97-104.
- Venegas J. 1999. Estudio de La Ley de $-3/2$ c de Auto-Raleo en Renovales de *Drimys winteri* Forst. en la X Región. Tesis de Grado Ingeniería Forestal. Temuco, Chile. Facultad de Recursos Naturales, Universidad Católica de Temuco. 65 p.
- Weller D. 1987. A reevaluation of the $-3/2$ power rule of plant self-thinning. *Ecological Monographs* 57(1): 23-43.
- Westoby M. 1984. The self-thinning rule. *Advances in Ecological Research* 14: 149-158.
- Whitehead R, P Martin, A Powelson. 2001. Forest health: reducing stand and landscape susceptibility to mountain pine beetle. Forest Practice Branch, British Columbia Ministry of Forests, Victoria, B.C. Stand Density Management Diagrams.
- Yoda K, T Kira, H Ogawa, K Hozumi. 1963. Self-thinning in overcrowded pure stands under cultivated and natural conditions (Intraspecific competition among higher plants XI). *Journal of Biology* 14:107-129.

- Zhang L, H Bi, J Gove, L Heath. 2005. A comparison of alternative methods for estimating the self-thinning boundary line. *Canadian Journal of Forest Research* 35: 1507-1514.
- Zunino C. 1996. Análisis de la teoría de auto-raleo en plantaciones de Pino Insigne (*Pinus radiata* D. Don). Tesis Ingeniería Forestal. Universidad de Chile. Santiago.

PARTE 4

EXPERIENCIAS EN SILVICULTURA DE BOSQUES DE *NOTHOFAGUS* EN ARGENTINA Y NUEVA ZELANDIA

Capítulo 8

La producción forestal y la conservación de la biodiversidad en los bosques de *Nothofagus* en Tierra del Fuego y Patagonia Sur

Timber production and biodiversity conservation in Nothofagus forests of Tierra del Fuego and southern Patagonia

GUILLERMO MARTÍNEZ PASTUR, PABLO L. PERI, MARÍA V. LENCINAS, JUAN M. CELLINI, MARCELO D. BARRERA, ROSINA SOLER ESTEBAN, HORACIO IVANCICH, LUCIANA MESTRE, ALICIA S. MORETTO, CHRISTOPHER B. ANDERSON, FERNANDO PULIDO

RESUMEN

Las propuestas de manejo forestal para Tierra del Fuego y Patagonia Sur se basan en el manejo silvopastoril para *Nothofagus antarctica* (ñire), y cortas de protección y raleo para *Nothofagus pumilio* (lenga). Ambas propuestas producen impactos sobre los componentes bióticos y abióticos del bosque original. El objetivo de este capítulo es analizar las propuestas de manejo, planteando alternativas que prioricen el equilibrio entre producción y conservación a partir de las investigaciones actuales. Se analizan diferentes escalas en la planificación del manejo forestal y estrategias de conservación (macro, meso y micro-escala), describiendo ventajas y costos incrementales de su aplicación. En particular, se describe la aplicación de la retención variable como técnica complementaria de las cortas de protección, para minimizar los impactos de la cosecha a escala de rodal sobre las variables abióticas y bióticas. Asimismo, se analiza la regeneración natural como la variable de mayor importancia en los monitoreos post-cosecha, junto con los factores limitantes del ciclo y la posterior dinámica en parcelas de investigación a largo plazo, así como los resultados de ensayos de raleos y podas comerciales. Finalmente, se describen las carencias en el conocimiento científico y técnico desarrollado hasta el presente, a fin de mejorar la implementación del manejo forestal actual. A partir de este análisis se proponen diez desafíos a tener en cuenta para la próxima década.

Palabras clave: manejo forestal, silvicultura, conservación, retención variable, regeneración, impacto, lenga, ñire.

SUMMARY

Forest management for Tierra del Fuego and southern Patagonia are based mainly on silvopastoral use of *Nothofagus antarctica* (ñire), and shelterwood cuts and thinnings for *Nothofagus pumilio* (lenga). Both proposals had impacts over biotic and abiotic components of the original forests. The objective of this chapter was to analyze these management practices by introducing a concept of equilibrium between timber production and conservation. Different planning scales (macro-, meso- and micro-scale) were analyzed for forest management and conservation including advantages and implementation. In particular, variable retention implementation was described as complementary technique of the shelterwood cuts, where harvesting impacts over abiotic and biotic scale at stand level were minimized. Natural regeneration, as one of the most important variable in the post-harvesting monitoring, also was analyzed. Limiting factors in the whole reproductive cycle, their natural dynamics in long-term research plots, commercial thinnings and prunings were described. Finally, it was identified the main actual scientific and technical knowledge gaps in order to improve the future research and implementation in the current forest management.

Key words: forest management, silviculture, conservation, variable retention, regeneration, impact, lenga, ñire

8.1 Propuestas de manejo silvícola en bosques de Tierra del Fuego y Patagonia Sur

Los bosques de Nothofagus antarctica. Los bosques de *Nothofagus antarctica* (ñire) han sido fuertemente impactados desde la instalación de los primeros establecimientos agropecuarios a finales del siglo XIX. Estos bosques han sido utilizados durante más de 100 años con fines ganaderos, así como para la extracción de leña y madera destinada a carpintería rural, en muchos casos con remoción y conversión de bosque a pastizales. En los últimos años se ha puesto de manifiesto su potencial maderero, crecimiento (Ivancich *et al.* 2011) y el papel como reservorio de carbono (Peri *et al.* 2006, 2008, 2010) lo que permite ampliar las alternativas silvícolas de estos bosques. La propuesta de manejo que combina criterios económicos y ecológicos es el manejo silvopastoril (Peri 2005, 2006), involucrando 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, de la eficiencia del uso de los recursos y de la conservación. La propuesta silvícola del manejo silvopastoril (figura 1) incluye: (i) la apertura del dosel original (30 % a 60 % de cobertura final); (ii) la remoción y/o acumulación de



Figura 1. Dinámica natural y propuesta de manejo silvícola para bosques de ñire bajo uso silvopastoril: (A) fase de desmoronamiento, (B) fase de desmoronamiento con regeneración avanzada, (C) fase de crecimiento óptimo, (D) fase de envejecimiento, (E) intervenciones con cobertura de árboles originales, (F) intervenciones con protección de renovales y cobertura de árboles originales, (G) intervenciones con cobertura mixta de árboles originales y secundarios, (H) bosque secundario con raleo y poda, y (I) bosque manejado con cobertura de árboles secundarios.

residuos leñosos del suelo forestal; (iii) el enriquecimiento del sotobosque herbáceo con especies (*Dactylis glomerata* y *Trifolium repens*) que complementen la dieta del ganado (vacas y ovejas); (iv) la realización de raleos que incrementen el crecimiento y la calidad maderera del dosel remanente, así como mantener la cobertura del dosel dentro de los límites de manejo; y (v) la protección de plántulas (150-250 individuos/ha) (Peri *et al.* 2009a) generadas por semilla o propagación agámica (Soler Esteban *et al.* 2010, Bahamonde *et al.* 2011) hasta los 2 m de altura, que renovarían el dosel forestal con el tiempo. El grado de apertura del dosel dependerá 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.* 2005).

Los niveles de apertura del dosel propuestos permiten obtener aumentos de biomasa del sotobosque de entre 300-1400 kg/ha de materia seca, permitiendo incrementar un 30 % las cargas animales promedio para la región (Peri *et al.* 2009a).

Los bosques de Nothofagus pumilio. Los bosques de *Nothofagus pumilio* (lenga) en Tierra del Fuego y Patagonia Sur han sido explotados desde el comienzo de la colonización europea, que implicaba incendios, remoción del bosque y conversión a pastizales. Sin embargo, numerosas prácticas silvícolas se han propuesto desde principios del siglo pasado hasta la actualidad para incorporar a la lenga dentro de un manejo forestal sostenible (Martínez Pastur y Lencinas 2005, González *et al.* 2006). Entre ellas: (i) talas rasas en fajas, (ii) cortas de selección, (iii) cortas de protección, y (iv) cortas en bosquetes. Estos métodos se basan en criterios económicos definidos exclusivamente por criterios forestales (rendimiento y crecimiento) (Martínez Pastur *et al.* 1997, 2002a, 2008a) sin incluir indicadores de aspectos de conservación. Esto implica que en el largo plazo se cosechen todos los árboles del rodal (Lencinas *et al.* 2009a, Luque *et al.* 2010). Los métodos preferidos han variado con el tiempo (Gea *et al.* 2004), siendo el de cortas de protección el más difundido en la actualidad para la cosecha inicial de bosques primarios (Martínez Pastur *et al.* 2000). Las cortas de protección (figura 2) abren el dosel dejando un remanente (15-30 m²/ha)

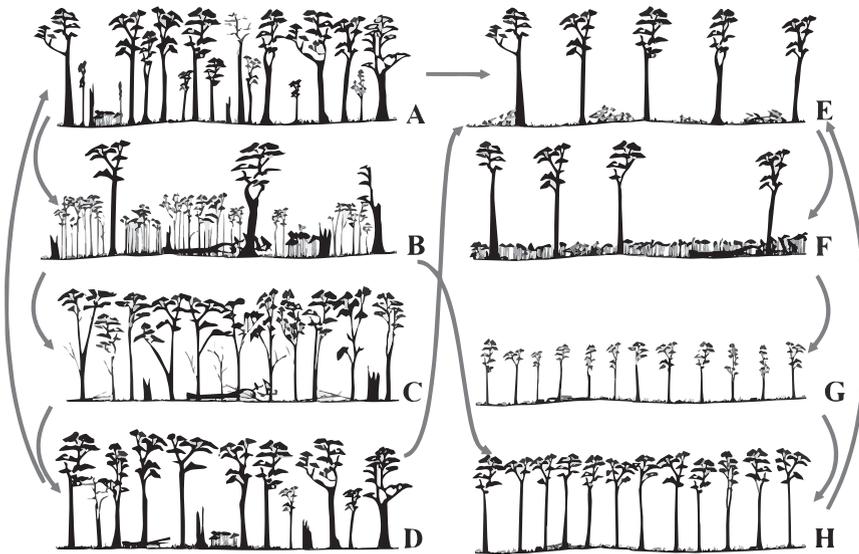


Figura 2. Dinámica natural y propuesta de manejo silvícola para bosques de lenga: (A) fase de desmoronamiento, (B) fase de desmoronamiento con regeneración avanzada, (C) fase de crecimiento óptimo, (D) fase de envejecimiento, (E) cortas de protección, (F) bosque regenerado mediante cortas de protección, (G) bosque secundario con raleo y poda, y (H) bosque manejado con cobertura de árboles secundarios.

durante el tiempo necesario (10 a 20 años) para lograr la instalación (de al menos 20-30 mil plantas/ha) y el crecimiento de la regeneración natural (hasta una altura media de 50-75 cm). Posteriormente, la corta final cosecha el dosel de protección remanente, manejándose el bosque secundario con raleos y podas (Martínez Pastur *et al.* 2001). Estos tratamientos intermedios 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 eco-fisiológica a cambios en el medio ambiente (Lencinas *et al.* 2007, Martínez Pastur *et al.* 2007a, 2011a, Peri *et al.* 2009b) permitiendo la recuperación de la estructura forestal de los rodales frente a todas las propuestas silvícolas históricamente ensayadas.

8.2 Impacto de las propuestas silvícolas

¿Cómo influyen las cortas en bosques manejados de *Nothofagus antarctica*? Las aperturas del dosel disminuyen el número de árboles, aumentando la homogeneidad de los rodales, produciendo la pérdida de micro-ambientes con la consecuente extinción local de especies, y permitiendo el ingreso de otras especies desde ambientes asociados (pastizales) (figura 3). Sin embargo, la apertura del dosel genera condiciones favorables, con aumentos de temperatura y humedad (figura 4) para el desarrollo de las plantas vasculares del sotobosque. Sin embargo, estas propuestas de manejo producen interacciones negativas, ej. al aumentar la densidad del suelo o disminuir la disponibilidad del nitrógeno (amonio + nitrato).

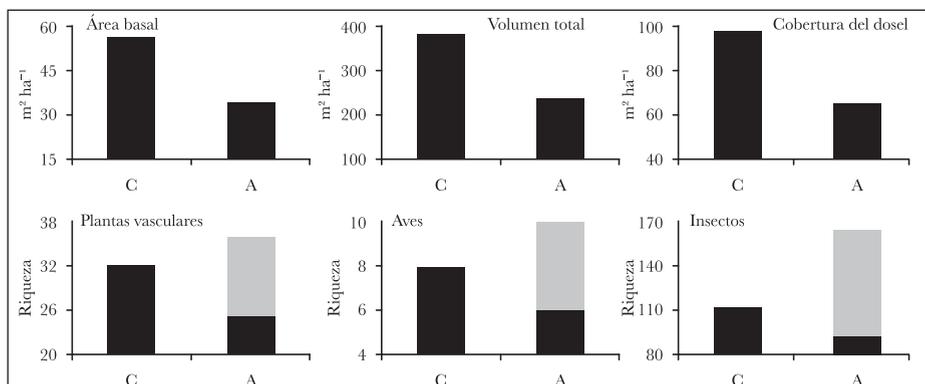


Figura 3. Impacto de la apertura del dosel en bosques de ñire sobre variables forestales y bióticas (C = dosel natural completo, A = dosel intervenido). En gris se distinguen las especies que se incorporan desde los ambientes asociados.

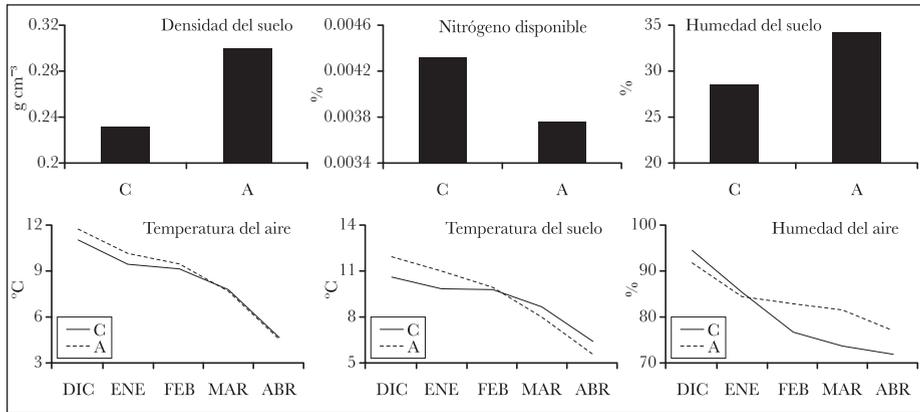


Figura 4. Impacto de la apertura del dosel en bosques de ñire sobre variables abióticas (C = dosel natural completo, A = dosel intervenido).

¿Cómo influyen las cortas en bosques manejados de *Nothofagus pumilio*? La cosecha modifica la estructura forestal existente, alcanzando volúmenes de extracción que superan los 200 m³/ha, y la estructura futura, debido a los daños posteriores por viento debido a la inestabilidad del dosel y que llega a afectar más del 50 % del área basal remanente (Martínez Pastur *et al.* 1999a, 2000, 2009, Gea *et al.* 2004). Estos cambios en la estructura forestal modifican la disponibilidad de recursos abióticos (luz y humedad del suelo) (Martínez Pastur *et al.* 2011b) impulsando cambios en sus componentes bióticos (figura 5). Los principales impactos se vinculan a

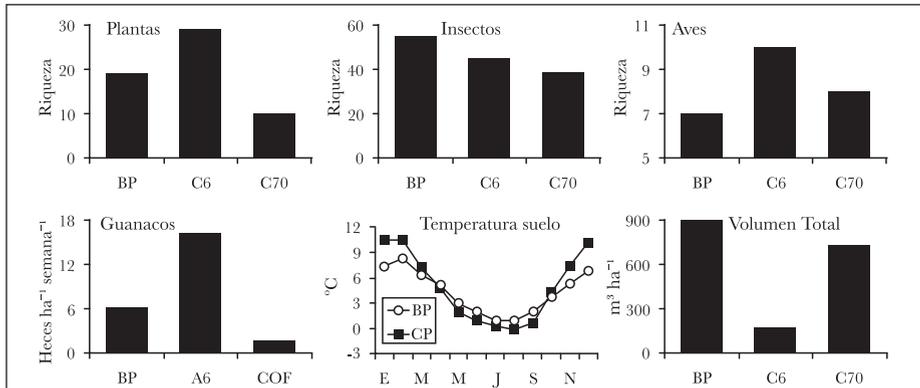


Figura 5. Impacto de las cortas de protección (CP) sobre la riqueza de plantas del sotobosque, aves, insectos, uso del guanaco, temperatura del suelo y volumen total con corteza del rodal (basado en Martínez Pastur *et al.* 1999b, 2002b, Deferrari *et al.* 2001, Spagarino *et al.* 2001). BP = bosque primario, C6 = bosque cosechado hace 6 años, C70 = bosque cosechado hace 70 años.

la homogeneización de la estructura forestal (conversión de bosques disetáneos a coetáneos), remoción de elementos de alto valor de conservación (huecos en árboles maduros) y pérdida de microambientes dentro del bosque (claros naturales) favoreciendo: (i) el ingreso de especies nativas desde ambientes asociados que modifican el ensamble original de las especies, (ii) la pérdida de especies propias del bosque primario sensibles al manejo forestal, en especial insectos, (iii) el ingreso de especies exóticas que permanecen en el bosque secundario y que compiten con las nativas, y (iv) el incremento del uso del bosque por herbívoros durante la etapa de regeneración (Martínez Pastur *et al.* 1999b, 2002b, Pulido *et al.* 2000, Deferrari *et al.* 2001, Spagarino *et al.* 2001). La priorización de variables económicas en el diseño de las cortas de protección descuidando aspectos de conservación produce una pérdida significativa de la biodiversidad, lo que motiva la implementación de estrategias de manejo que mejoren el valor de conservación de los rodales cosechados.

8.3 La importancia de considerar diferentes escalas en el manejo y conservación de los bosques

¿Es efectiva la conservación a macro-escala? A nivel regional existen numerosas áreas protegidas formales, incluyendo parques nacionales (PN), reservas naturales (RN) y provinciales (RP), y monumentos naturales (MN) (figura 6). Estas áreas protegidas cubren grandes superficies boscosas, caracterizándose por: (i) estar ubicadas, en general, en sectores de difícil acceso y lejos de centros urbanos y emprendimientos económicos, a excepción del Parque Nacional Tierra del Fuego; (ii) no ser representativos en superficie de todos los ecosistemas (ej. pastizales y arbustales) ni tipos forestales (bosques de ñire) de la región; y (iii) en muchos casos, presentar una escasa gestión (manejo y control).

Esta estrategia de conservación mediante reservas fue ampliamente difundida durante el siglo XX, y eran permisivas respecto del uso de los ecosistemas fuera de ellas. Sin embargo, no todas las especies se encuentran representadas dentro de las áreas protegidas, o se necesitan espacios más amplios para su adecuada conservación. Estudios recientes evidencian que a escala de paisaje, los mismos tipos forestales dentro y fuera de las reservas, presentan ensambles de especies distintos de acuerdo a su locación geográfica (coleópteros y plantas del sotobosque, figura 7). Es por ello que es necesario motivar la implementación de estrategias de conservación a otras escalas y dentro de las áreas bajo manejo silvícola.

Conservación a meso-escala, ¿cuánto reservamos y protegemos? Los bosques de *Nothofagus* raramente se presentan como manchas continuas, sino como paisajes donde se entremezclan distintas estructuras y tipos de vegetación, incluyendo bosques productivos y ambientes asociados no productivos (Lencinas *et al.* 2005, 2008bc).

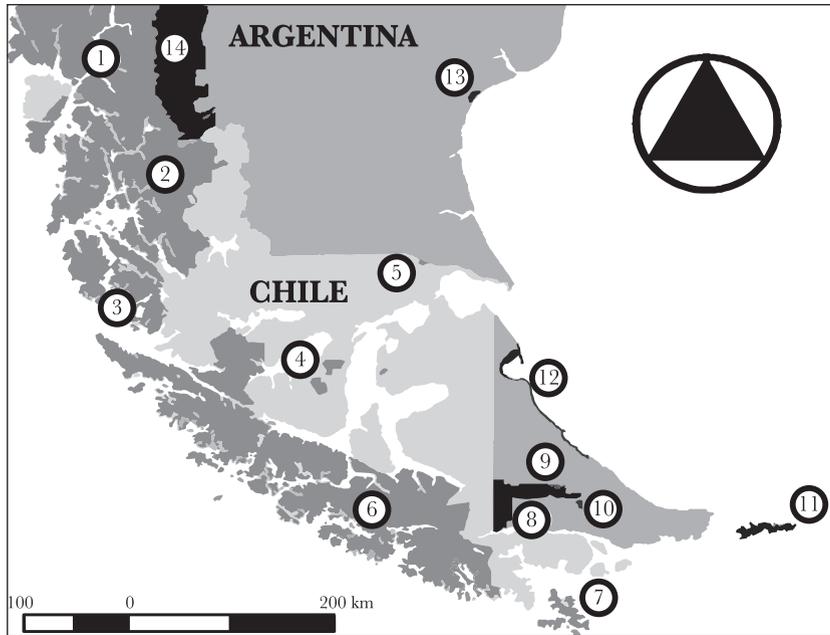


Figura 6. Áreas protegidas a escala regional en Tierra del Fuego y Patagonia Sur: (1) PN Bernardo O'Higgins, (2) PN Torres del Paine, (3) RN Alacalufes, (4) RN Magallanes y MN Parrillar, (5) PN Pali Aike, (6) PN Alberto D'Agostini, (7) PN Cabo de Hornos, (8) PN Tierra del Fuego, (9) RP Corazón de la Isla, (10) RP Río Valdéz, (11) RP Isla de los Estados, (12) RP Costa Atlántica, (13) PN Monte León, (14) PN Los Glaciares.

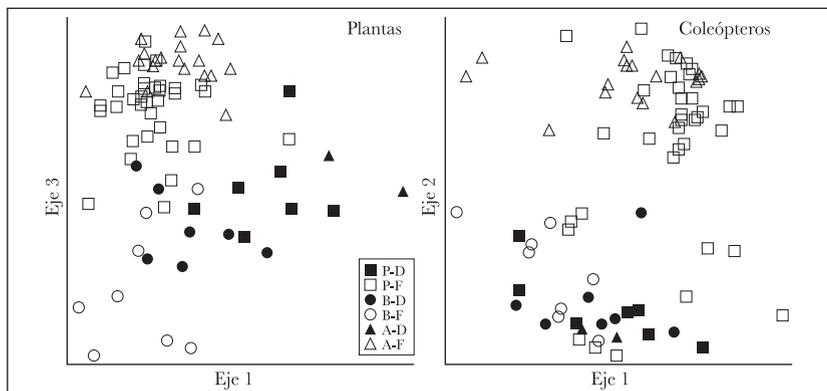


Figura 7. Escalamiento multidimensional no métrico (NMS) para el ordenamiento de rodales dentro (D) y fuera (F) del Parque Nacional Tierra del Fuego (Argentina), analizando especies de coleópteros y plantas del sotobosque para distintos tipos de bosque (P = *Nothofagus pumilio*, B = *N. betuloides*, A = *N. antarctica*).

Por ejemplo, la zona central de Tierra del Fuego (54°20' S, 67°52' O) (figura 8) está ocupada por: (i) 25 % pastizales, (ii) 4 % turbales, (iii) 1 % cuerpos de agua, (iv) 19 % bosques de ñire, (v) 32 % bosques productivos de lenga, (vi) 13 % bosques abiertos de lenga con distintos grados de impacto pasado, (vii) 4 % bosques de protección de lenga (bordes de pastizales, turbales y arroyos), y (viii) 2 % áreas disturbadas por impacto del castor (*Castor canadensis*). En la zona estudiada vemos que: (i) un 21 % del bosque presenta impactos pasados o presentes, como el castor que transforma en pastizales al bosque ribereño inundado (Martínez Pastur *et al.* 2006, Anderson *et al.* 2009); (ii) un 73 % del bosque (46 % bosque productivo de lenga y 27 % bosque de ñire) podría llegar a incorporarse a un manejo silvícola; y (iii) solo un 6 % de los bosques serían reservados efectivamente como bosques de protección (reservas a nivel de meso-escala).

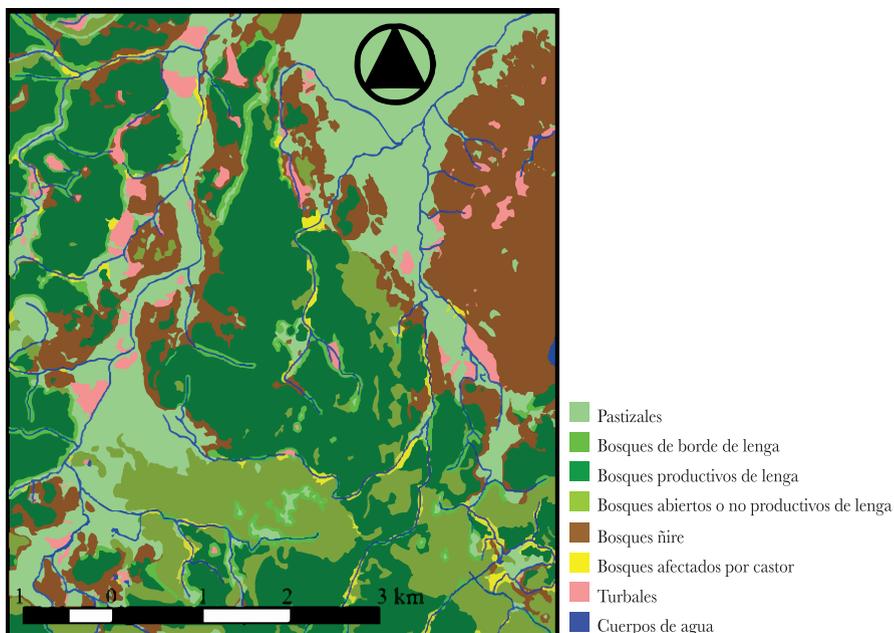


Figura 8. Distribución de ambientes en Estancia Los Cerros (Tierra del Fuego, Argentina).

Distintos estudios han comparado la biodiversidad de plantas del sotobosque, aves e insectos (Lencinas *et al.* 2005, 2008a, 2008b) entre bosques productivos y ambientes asociados no productivos (figura 9). Estas investigaciones evidencian un ensamble diferencial de biodiversidad a nivel de meso-escala, donde una parte es compartida por todos los ambientes boscosos (especies generalistas) y otra parte solo se encuentra en un tipo de ambiente: (i) las plantas están mayormente representadas

en los ambientes asociados y pocas están exclusivamente en bosques productivos (*Dysopsis glechomoides*); (ii) las aves se distribuyen de manera similar a las plantas, siendo pocas las especies (ej. *Campephilus magellanicus* o *Pygarrhichas albogularis*) que se asocian al bosque productivo; y (iii) estas asociaciones no ocurren con los insectos (Dipterae) donde gran parte de la riqueza se asocia a los bosques productivos. Dado que existe un ensamblaje diferencial de especies, y que una mayor biodiversidad específica se asocia a bosques productivos de lenga de alta calidad de sitio, la conservación a meso-escala no es suficiente para proteger a todas las especies. Es por ello que se hace necesario implementar estrategias de conservación a nivel de micro-escala, es decir, dentro de los rodales con manejo silvícola.

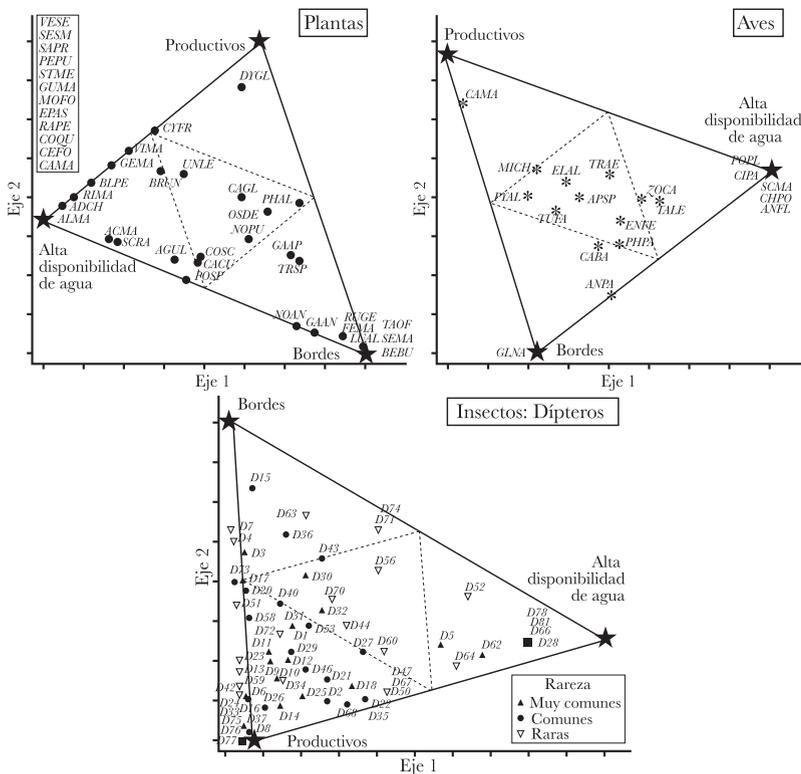


Figura 9. Análisis de correspondencia (DCA) sin tendencia para el ordenamiento de especies de plantas, aves e insectos (Dipterae) para bosques productivos de lenga y ambientes asociados de borde y con alta disponibilidad de agua (Lencinas et al. 2005, 2008bc). Los códigos de las especies están formados por las dos primeras letras del género y la especie, mientras que en insectos se utilizó un código de morfoespecie.

8.4 Conservación a micro-escala: propuestas para bosques de lenga

El estado de conservación a escala de rodal es directamente proporcional a los legados del bosque original que se dejan dentro del bosque secundario bajo manejo (parches de bosque sin manejo, árboles remanentes, residuos, troncos en descomposición o componentes del sotobosque) (Lencinas *et al.* 2009ab, 2010, Luque *et al.* 2010). La cosecha de bosques en países industrializados ha llegado a límites extremos, incluyendo no solo madera para aserrado y pulpa, sino también ramas, hojas, tocones y raíces para la generación de energía. En Tierra del Fuego, los niveles de cosecha se han quintuplicado en los últimos 20 años (de 40 a 200 m³ ha⁻¹), siendo esperable una tendencia creciente en relación a los costos, mercados y tecnologías (Gea *et al.* 2004, Martínez Pastur *et al.* 2009). En consecuencia, es necesario establecer pautas de conservación a escala de rodal para conservar *in situ* la biodiversidad asociada a los bosques de producción (Lencinas *et al.* 2009a) y generar una matriz de conservación que permita a todas las especies sobrevivir a distintas escalas de paisaje, y no solo dentro de las reservas a macro- y meso-escalas.

La propuesta que ha sido implementada para la lenga en Tierra del Fuego (Argentina) se denomina retención variable (Martínez Pastur y Lencinas 2005, Martínez Pastur *et al.* 2009) e incluye (figura 10): (i) la retención de parte del bosque



Figura 10. Retención variable aplicada en Tierra del Fuego (Argentina): (1) áreas de cosecha con retención dispersa, (2) agregados de retención, (3) humedales, (4) bordes de protección, (5) pastizales, (6) turbales y (7) bosques primarios sin intervención.

productivo original en forma de agregados circulares sistemáticamente distribuidos (uno por hectárea, de 2.800 m²) manteniendo el suelo y el sotobosque sin impactos de caminos ni maquinarias, (ii) la retención dispersa de árboles vivos entre los agregados (10-15 m².ha⁻¹), (iii) la preservación de la madera muerta y los restos de la cosecha distribuidos homogéneamente en las áreas de cosecha, así como de tocones y sistemas radiculares.

Los diferentes grados de retención incrementan la heterogeneidad de los rodales manejados, generando un gradiente que va desde condiciones similares al bosque primario dentro de los agregados hasta zonas con mayor impacto en los sectores más alejados de los mismos en la retención dispersa (figura 11). Estos cambios en la estructura forestal (área basal y cobertura) (Martínez Pastur *et al.* 2009) modifican las variables abióticas del bosque (micro-clima y ciclos de nutrientes) (figura 12) (Martínez Pastur *et al.* 2011b), provocando la pérdida de especies propias del bosque primario y favoreciendo el ingreso de otras (plantas, aves e insectos) (Lencinas *et al.* 2008ab, 2011, Simanonok *et al.* 2011). 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.

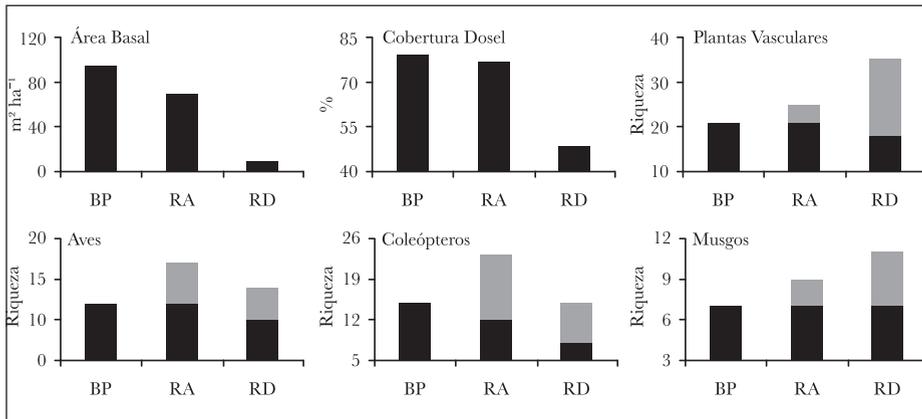


Figura 11. Comparación de variables forestales y bióticas dentro de la retención variable (basado en Lencinas *et al.* 2008a, 2009b, 2011, Martínez Pastur *et al.* 2009). BP = bosque primario, RA = retención agregada, RD = retención dispersa.

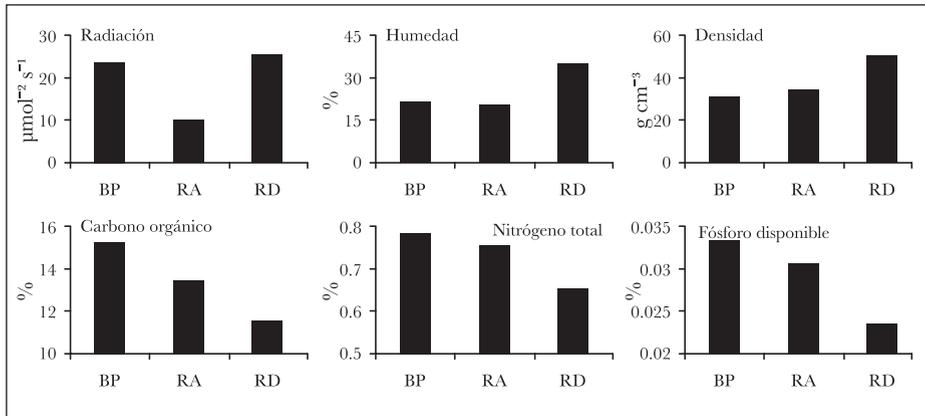


Figura 12. Comparación de variables abióticas dentro de la retención variable (basado en Martínez Pastur *et al.* 2011b). BP = bosque primario, RA = retención agregada, RD = retención dispersa.

8.5 Costos incrementales de la retención variable para la producción

Llevar a la práctica la conservación a micro-escala implica un incremento en los costos de producción de las empresas por la implementación de dichas acciones, los que deben cuantificarse en contraposición a las ganancias ecológicas antes descritas (Martínez Pastur *et al.* 2007b). Al presente, en Tierra del Fuego y Patagonia Sur, no existen mercados para los restos de la cosecha, tocones y sistemas radiculares, los que quedan como desecho dentro de los rodales luego de las intervenciones. Por otra parte, la implementación de las cortas de protección en Argentina ha sido incompleta, ya que las cortas finales no se realizan (Martínez Pastur y Lencinas 2005, Martínez Pastur *et al.* 2009, Luque *et al.* 2010). En este contexto, la propuesta de dejar un diseño diferente en la distribución de los árboles remanentes a los fines de mejorar la capacidad de conservación de los rodales manejados no impacta dentro de la rentabilidad de cosecha de las empresas en el corto plazo (un promedio de cosecha de 165,4 m³ ha⁻¹ para una corta de protección inicial vs. 164,9 m³ ha⁻¹ para la implementación de una retención variable a lo largo de todo el gradiente de calidades de sitio) (Martínez Pastur *et al.* 2009). El análisis cambia si consideramos el costo incremental a largo plazo (incluyendo las cortas finales), donde el mismo está directamente relacionado al porcentaje de retención dejado en la primera intervención, ya que los legados del bosque primario que son retenidos, deben permanecer en los rodales manejados por más de un turno forestal. 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).

8.6 Regeneración de los bosques

Ciclo completo en bosques de Nothofagus antarctica. La realización de estudios integrales permite comprender el conjunto de factores de origen biótico y abiótico que influyen sobre la regeneración natural (figura 13), a partir de transiciones entre etapas (floración, pre- y post-dispersión de semillas, instalación de plántulas y supervivencia) (Martínez Pastur *et al.* 2008b, Soler Esteban *et al.* 2010). Estos estudios permiten identificar y cuantificar los factores limitantes para la regeneración.

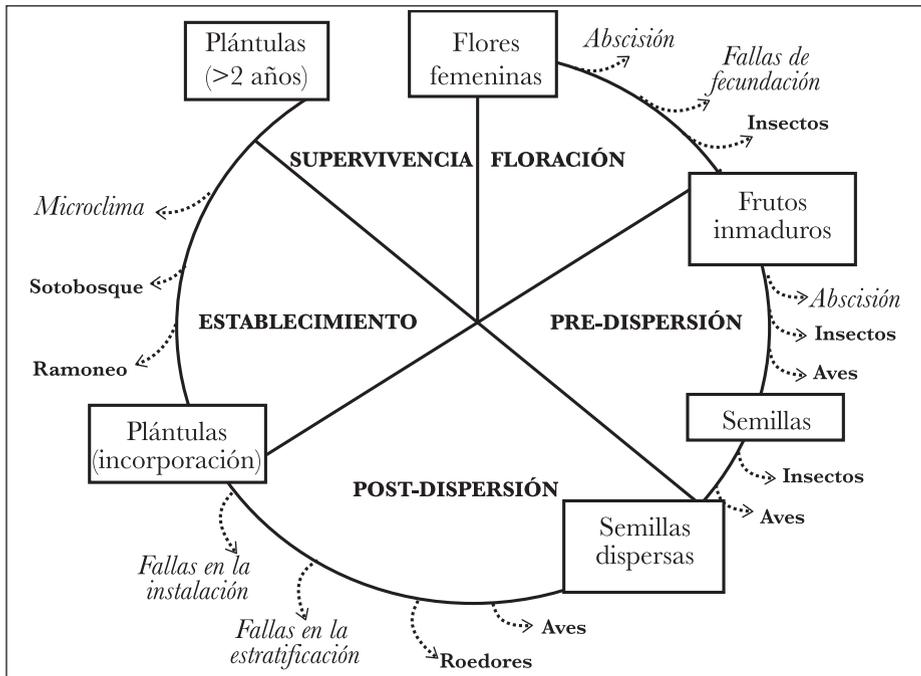


Figura 13. Ciclo completo de regeneración dividido en etapas (divisiones del círculo) y estados reproductivos (rectángulos), discriminando factores de pérdida bióticos (negrita) y abióticos (cursiva).

Los bosques de ñire producen una gran cantidad de flores. Por ejemplo, se han realizado mediciones de flores masculinas en bosques primarios (BP) de 18-39 millones/ha y de 11-32 millones/ha bajo manejo silvopastoril (SILVO), mientras que en flores femeninas se midieron 5-16 millones/ha en BP y 3-7 millones/ha en SILVO. En ambos casos se observó una alta variabilidad interanual (figura 14) determinando el potencial reproductivo de cada temporada. La floración es afectada por la abscisión de flores (3 % en BP, 5 % en SILVO), ataques de insectos (2 % en BP, 1 % en SILVO), pero principalmente por fallas en la fertilización derivando en semillas vacías (48 % en BP, 50 % en SILVO) (Soler Esteban *et al.* 2010).

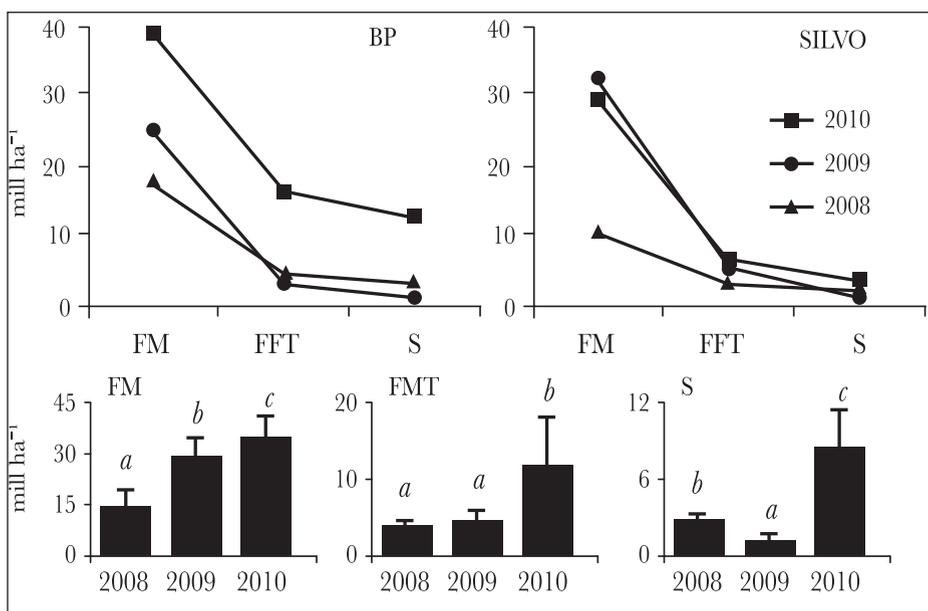


Figura 14. Variabilidad interanual (2008-2010) en la producción de flores masculinas (FM), femeninas (FF) y semillas (S) en bosques primarios (BP) y con manejo silvopastoril (SILVO). Letras diferentes indican diferencias significativas entre años.

Durante la pre-dispersión ocurren pérdidas debido a la abscisión temprana de frutos (14 % del total de flores femeninas en BP y SILVO), depredación por insectos (10 % en BP, 13 % en SILVO) y aves (3 % en BP, 2 % en SILVO), que se ven afectadas por los cambios poblacionales debidos al manejo y las variaciones anuales (Soler Esteban *et al.* 2010). Del total de flores femeninas, 18 % derivan en semillas para ambos tipos de bosques, presentando gran variabilidad interanual al igual que las flores. Durante la post-dispersión ocurren pérdidas por forrajeo de aves y ratones (9 % en BP y 11 % en SILVO del total de flores femeninas), pérdida de viabilidad

durante la estratificación (3 % en BP y SILVO) y fallas durante la instalación (5,5 % en BP, 3 % en SILVO). Del total de flores producidas, el 0,2 % en BP y el 0,5 % en SILVO forman finalmente plántulas. La supervivencia dependerá de las condiciones de rodal, y la influencia de los factores bióticos y abióticos. En Tierra del Fuego, los valores de regeneración instalada varían entre 1,7-35,5 mil plántulas/ha en BP y 1,5-32,6 mil plántulas/ha en SILVO, pudiendo llegar a valores absolutos de hasta 980 mil plántulas/ha, mientras que en Santa Cruz se registran valores de 5-180 mil plántulas/ha para diferentes calidades de sitios (Bahamonde *et al.* 2011).

Las principales limitantes del ciclo de regeneración son las fallas en fertilización (48 % en BP, 50 % en SILVO) y depredación a lo largo de todo el ciclo (24 % en BP, 27 % en SILVO), pero estas no impiden que se instalen plántulas suficientes para asegurar la renovación natural potencial del bosque o para proteger durante el manejo silvopastoril en el largo plazo. Cabe destacar que en el bosque manejado suelen aparecer más plántulas de origen agámico que en bosques sin impacto.

Ciclo completo en bosques de Nothofagus pumilio. Al igual que los bosques de ñire, y siguiendo el mismo esquema de análisis, los bosques de lenga también producen una gran cantidad de flores masculinas, midiendo 36-58 millones/ha en BP, 7-43 millones/ha en la retención agregada (RA) y 7-8 millones/ha en la retención dispersa (RD), así como de flores femeninas, midiendo 10-17 millones/ha en BP, 6-19 millones/ha en RA y 4-6 millones/ha en RD. En orden de importancia, la floración es afectada por fallas en la fertilización (23 % en BP, 24 % en RA, 19 % en RD del total de flores femeninas), la abscisión de flores (14 % en BP, 6 % en RA, 7 % en RD) y ataques de insectos (2 % en BP, 1 % en RA y RD) (Martínez Pastur *et al.* 2008b). Durante la pre-dispersión ocurren pérdidas debidas a la abscisión temprana de frutos (27 % en BP y RA, 27 % en RD), depredación por insectos (8 % en BP, 2 % en RA y 4 % en RD) y aves (6 % en BP y RA, 5 % en RD). Del total de flores femeninas, un 20 % en BP, un 34 % en RA y un 40 % en RD forman semillas. Durante la post-dispersión ocurren pérdidas por forrajeo de aves y ratones (3 % en BP, 6 % en RA, 9 % en RD), pérdida de viabilidad durante la estratificación (7 % en BP, 13 % en RA, 20 % en RD) y fallas durante la instalación (9 % en BP, 13 % en RA, 11 % en RD).

WWDel total de flores producidas, el 1,1 % en BP, el 2,2 % en RA y el 0,4 % en RD forman plántulas, donde la mortalidad continúa en años siguientes: (i) 0,4 % y 0,2 % de supervivencia al año 1 y 2 en BP, (ii) 0,5 % y 0,3 % en RA, y (iii) 0,3 % y 0,2% en RD del total de flores femeninas producidas. Al igual que en el ñire, las principales limitantes del ciclo de regeneración en la lenga son las fallas en la fertilización (20 % a 24 %) y la depredación a lo largo de todo el ciclo (15 % al 19 %), pero también influye la abscisión temprana de frutos (24 % al 27 %). Si bien el porcentaje efectivo de supervivencia de plántulas es bajo en relación al número de flores producidas, el número de plántulas observado en estos bosques es abundante (474 mil plántulas/ha en BP, 531 mil plántulas/ha en RA, 88 mil plántulas/ha en RD)

(Cellini 2010, Martínez Pastur *et al.* 2011b) permitiendo la renovación del bosque en una amplia gama de condiciones ambientales, de impacto y manejo.

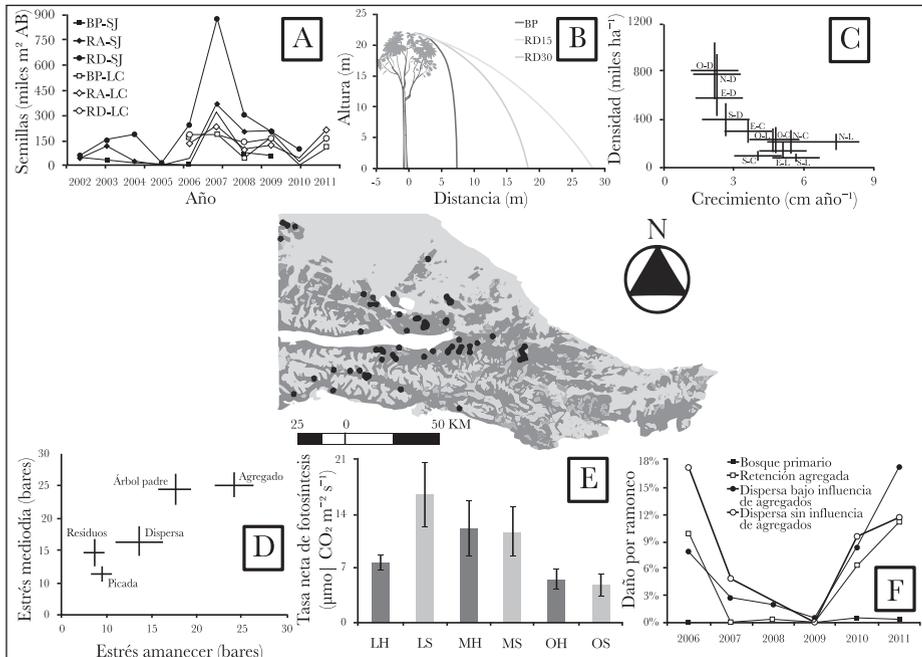
Dinámica de la regeneración de Nothofagus pumilio cosechados mediante retención variable. El principal indicador empleado para evaluar la efectividad de los sistemas silvícolas es la regeneración (Martínez Pastur *et al.* 2011a). En Tierra del Fuego y Patagonia Sur existen parcelas de estudio a largo plazo destinadas a ampliar el conocimiento de la dinámica de la regeneración (Martínez Pastur *et al.* 2010b), donde se analizaron las adaptaciones eco-fisiológicas de plántulas en gradientes de luz y humedad del suelo (figura 15E) (Martínez Pastur *et al.* 2007a, Lencinas *et al.* 2007, Peri *et al.* 2009b), así como en los microambientes de bosques aprovechados (figuras 15C, D) (Martínez Pastur *et al.* 2011ab). Estos estudios destacan la alta capacidad de adaptación de la regeneración, que se manifiesta en cortos períodos de tiempo.

Los análisis sobre producción de semillas a largo plazo (figura 15A), cambios en la estructura forestal luego de la cosecha, microclima y comportamientos de caída en túnel de viento permitieron desarrollar modelos de dispersión de semillas para diferentes porcentajes y diseños de retención (figura 15B). Los resultados muestran que todas las propuestas de manejo empleadas producen suficiente cantidad de semillas en todos los sectores aprovechados, pero que puede optimizarse si los diseños de retención se orientan de acuerdo a los vientos dominantes (Cellini 2010).

Los estudios de regeneración se realizaron en una amplia variedad de condiciones ambientales, desde bosques mixtos en el límite altitudinal, en bosques sin manejo previo o bajo diferentes propuestas silvícolas (Martínez Pastur *et al.* 1999a, 2011ab, Gea *et al.* 2004, González *et al.* 2006). Asimismo, también se ha analizado los impactos de la cosecha sobre el banco de plántulas (Martínez Pastur *et al.* 1999a) y de la herbivoría (figura 15F), tanto de poblaciones naturales de *Lama guanicoe* (Martínez Pastur *et al.* 1999b, Pulido *et al.* 2000) como combinadas con el ganado doméstico (Martínez Pastur *et al.* 2010a).

Figura 15. Estudios sobre regeneración en Tierra del Fuego, Argentina (en gris oscuro distribución de bosques puros de lenga o mixtos, donde los puntos negros indican los sitios de estudio): (A) producción de semillas (SJ = San Justo, LC = Los Cerros, BP = bosque primario, RA = retención agregada, RD = retención dispersa) (Cellini 2010, Martínez Pastur *et al.* 2010b), (B) modelos de dispersión promedio de semillas (Cellini 2010), (C) crecimiento en altura de renovales creciendo en diferentes orientaciones y distancias del centro de los agregados hacia la retención dispersa (N-S-E-O son los puntos cardinales, D = dentro del agregado, C = retención dispersa bajo influencia de agregados, L = retención dispersa sin influencia de agregados) (Martínez Pastur *et al.* 2011b), (D) estrés hídrico de brotes de regeneración en microambientes de bosques cosechados por retención variable, (E) tasa neta de fotosíntesis durante

el mes de enero en plántulas creciendo bajo diferentes intensidades lumínicas (L = 64 %, M = 26 %, O = 4 % de la luz incidente natural) y humedad del suelo (H = 80-100 %, S = 40-60 % de la capacidad de agua del suelo) (Martínez Pastur *et al.* 2007a), y (F) daños por herbivoría en parcelas permanente de muestreo en bosques cosechados por retención variable (Martínez Pastur *et al.* 2010b).



Los estudios de dinámica de la regeneración a largo plazo (Martínez Pastur *et al.* 2010b) se han establecido bajo diferentes propuestas silvícolas, en amplios gradientes de cobertura de copas y calidad de sitio. A través de estos análisis (figura 16) se ha podido establecer la escasa relevancia del banco de plántulas pre-existente en la posterior regeneración del bosque, y la importancia del establecimiento masivo en los años posteriores a la corta, que es complementado con semillazones periódicas, que varía de rodal en rodal y a nivel de paisaje. El reclutamiento y el crecimiento de las plántulas está mayormente ligado a la cobertura remanente (Cellini 2010). El reclutamiento es máximo en altas coberturas y está relacionado a la producción de semillas, y donde la mortalidad posterior de estas plántulas es mayor bajo altas coberturas durante los primeros años por exceso de sombreamiento. Cabe destacar que la mortalidad en áreas cosechadas se relaciona con los microambientes que pueden encontrarse, y donde influyen la intensidad de luz y humedad disponibles.

Finalmente, el crecimiento en altura alcanza un máximo con un 50 % de cobertura, mientras que la biomasa individual de las plántulas (aérea y radicular) aumenta a medida que disminuye la cobertura (Lencinas *et al.* 2007, Martínez Pastur *et al.* 2011a).

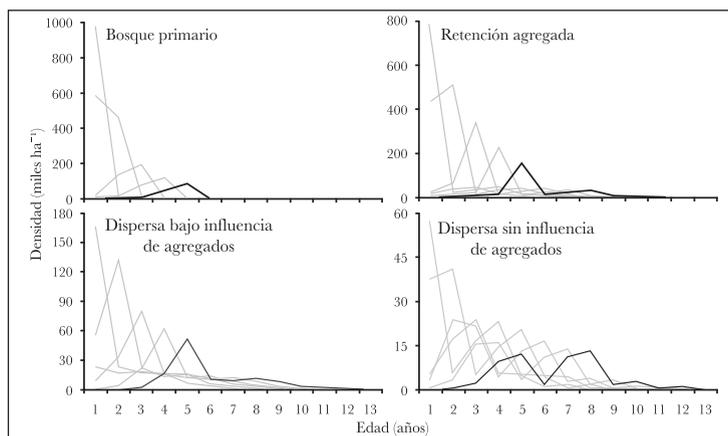


Figura 16. Dinámica de la regeneración en bosques primarios y manejados mediante retención variable (Cellini 2010, Martínez Pastur *et al.* 2010b). La línea de color negro indica la estructura de edades del banco de plántulas al 2011, y en gris los periodos 2006-2010.

8.7 Tratamientos intermedios: Ensayos a largo plazo en Tierra del Fuego y Patagonia Sur

Raleos en bosques de Nothofagus antarctica. Las intervenciones silvícolas propuestas para el ñire aún se encuentran en fase experimental en Tierra del Fuego y Patagonia Sur (Peri *et al.* 2005), y recientemente se han establecido ensayos a lo largo de un gradiente geográfico, analizando diferentes intensidades de corta (Martínez Pastur *et al.* 2010b). Junto con los primeros modelos biométricos (Lencinas *et al.* 2002, Ivancich *et al.* 2011) se han desarrollado propuestas de raleo basadas en índices de densidad y coberturas de copas de los árboles remanentes (Ivancich *et al.* 2009). Entre los ensayos de raleos se encuentran: (i) Estancia Cancha Carreras (año 2008) donde se raleó de 4.050 a 1.550 individuos/ha (edad 41 años) obteniendo crecimientos promedios de 1,1 m³/ha; (ii) Estancia San Pablo (año 2009) donde se raleó de 2.845 a 345 y 681 individuos/ha (edad 48 años) obteniendo crecimientos promedios de 3,1 y 3,9 m³/ha en comparación a los 4,9 m³/ha de los controles.

Raleos en bosques de Nothofagus pumilio. Hasta el presente no se han llevado a cabo cortas intermedias a escala industrial en Tierra del Fuego y Patagonia Sur, pero se han establecido una gran variedad de ensayos que cubren el rango de calidades

de sitio, incluyendo diferentes edades de intervención y tratamientos, con parcelas de estudio a largo plazo, modelos biométricos y alternativas económicas para su implementación (Martínez Pastur *et al.* 2001, 2002a, 2010b, Peri *et al.* 2002, González *et al.* 2006). La red de parcelas instaladas incluyen ensayos de raleo con: (i) diferentes intensidades bajo distintas coberturas de árboles remanentes en bosques de baja calidad de sitio (Stag River 1997) (incrementos de 5,1, 6,3 y 5,6 m³/ha/año para 1.111 árboles/ha en edades de 40-52 años bajo coberturas de árboles padres de 0 %, 12 % y 33 %, respectivamente), (ii) intervenciones de alta estabilidad en rodales de alta calidad de sitio (San Justo, año 1997) (incrementos promedios de 8,5-13,6 m³/ha/año para 489-800 árboles/ha en edades de 67-96 años), y (iii) intervenciones múltiples bajo diferentes esquemas de raleo y alternativas económicas en rodales de calidad de sitio media-alta (Aguas Blancas, año 1965) (incrementos promedios de 15,9 m³/ha/año para un promedio de 6.000 árboles/ha en edades de 39-50 años) (figura 17). Asimismo, este último ensayo incluye implementaciones de podas hasta

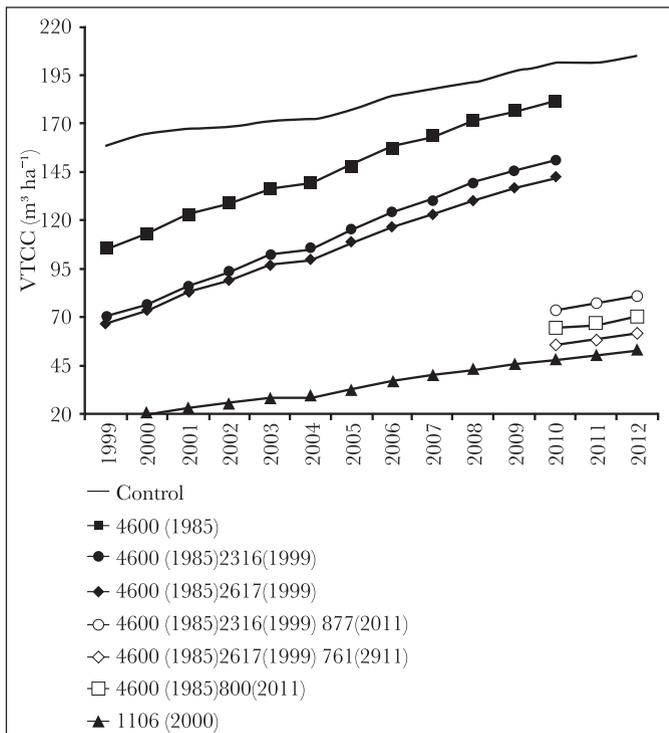


Figura 17. Evolución del volumen total con corteza (VTCC) en bosques control y con distintos esquemas de manejo (rodal en Aguas Blancas de 26 años al DAP para el año 1999) (Martínez Pastur *et al.* 2001, 2010b).

5-6 m de altura (Martínez Pastur *et al.* 2001), no detectando pérdidas en el crecimiento (incrementos promedios de 6,8 y 7,4 m³/ha/año con 2.617 y 2.316 árboles/ha en el tratamiento sin y con poda, respectivamente). La implementación de las 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 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. Finalmente, esta información permitió elaborar precisos modelos de densidad, y límites de densidad de manejo que cubren el rango de diámetros y que puede implementarse en todo el rango de calidades de sitio (Martínez Pastur *et al.* 2002a, Martínez Pastur 2006).

La experiencia obtenida hasta el presente sugiere el siguiente esquema de tratamientos intermedios: (i) intervenciones tempranas sistemáticas sobre la regeneración establecida luego de la implementación de las cortas finales (<2 m altura y >30 mil árboles/ha) mediante fajas alternas de 2 m ancho y/o daderos (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.

8.8 Principales desafíos para la próxima década en producción forestal y conservación para bosques de Tierra del Fuego y Patagonia Sur

(1) Lograr una mejor aplicación práctica de los modelos silvícolas teóricos. En el caso de la lenga, asegurando un manejo sostenible en el tiempo en términos económicos y ecológicos, donde al presente las mayores preocupaciones se relacionan con la estabilidad del dosel remanente, la herbivoría y la conservación de las especies vulnerables dentro de los bosques de producción. En el caso del ñire, implementar un manejo silvopastoril en el marco de planes de manejo y legislaciones específicas, encontrando un destino económico para la madera cosechada y un plan de renovación del dosel remanente a largo plazo.

(2) Ampliar los estudios de ecología, manejo y conservación en bosques de *Nothofagus betuloides*, ñire y mixtos, cubriendo todos los gradientes ambientales, a fin de establecer líneas de base para la toma de decisiones. Estos estudios deberían incluir análisis temporales de dinámica forestal entre los distintos tipos de vegetación, siendo un indicador del cambio climático y una variable de análisis necesaria a la hora de establecer estrategias de conservación a escala de paisaje o de cuenca.

(3) Profundizar los estudios a nivel de ciclo completo de la regeneración de los bosques, analizando las potenciales respuestas a algunas de las limitantes (fallas en

la fertilización que derivan en frutos vacíos) de modo de mejorar las propuestas de manejo futuro al implementar potenciales medidas de mitigación.

(4) Ampliar los estudios de herbivoría, a fin de establecer estrategias de manejo, protección y restauración de los ambientes forestales impactados. Al presente las mayores preocupaciones se relacionan con el impacto del *Castor canadensis* en los bosques ribereños y su restauración, y con los daños sobre la calidad futura de los renovales ramoneados por poblaciones naturales de *Lama guanicoe* o ganado doméstico.

(5) Mantener y ampliar (edades de aplicación, calidades de sitio, especies, tratamientos) las parcelas de estudio a largo plazo a los fines de contar con información precisa sobre aplicación de sistemas de regeneración y tratamientos intermedios.

(6) Ampliar los conocimientos de biodiversidad en los bosques de la región, principalmente la micro-diversidad (insectos, musgos, hongos), así como de la auto-ecología de las especies vulnerables, y del impacto de las especies exóticas sobre la biodiversidad de especies nativas.

(7) 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 de la red de áreas protegidas de la región.

(8) Establecer indicadores (ecológicos, forestales, sociales y económicos) a fin de implementar monitoreos basados en estudios a largo plazo y cuyo objetivo sea mantener la sostenibilidad del manejo forestal y la conservación a nivel de paisaje, implementando medidas de mitigación y restauración cuando sea necesario.

(9) Legislar sobre la obligación de implementar planes de conservación basados en retenciones a nivel de meso- (predios, reservas, tranzones) y micro-escala (rodal) para aumentar la capacidad de conservación de los bosques bajo manejo, así como la protección de estas retenciones en el tiempo.

(10) Lograr que la investigación científica brinde las herramientas necesarias para alcanzar un manejo sostenible en el marco de trabajo de las empresas forestales, permitiendo una efectiva implementación de las recientemente promulgadas leyes de bosques nativos (Ley 26.331 de Argentina y Ley 20.238 de Chile).

REFERENCIAS

- Anderson CB, G Martínez Pastur, MV Lencinas, P Wallem, MC Moorman. 2009. Do introduced North American beavers engineer differently in southern South America? An overview with implications for restoration. *Mammal Review* 39(1): 33-52.
- Bahamonde H, PL Peri, L Monelos, G Martínez Pastur. 2011. Aspectos ecológicos de la regeneración por semillas en bosques nativos de *Nothofagus antarctica* en Patagonia Sur, Argentina. *Bosque* 32(1): 20-29.
- Cellini JM. 2010. Estructura y regeneración bajo distintas propuestas de manejo de bosques de *Nothofagus pumilio* (Poepp. et Endl.) Krasser en Tierra del Fuego, Argentina. Tesis doctoral. Universidad Nacional de La Plata. La Plata, Buenos Aires, Argentina. 157 p.
- Deferrari G, C Camilion, G Martínez Pastur, PL Peri. 2001. Changes in *Nothofagus pumilio* forest biodiversity during the forest management cycle: Birds. *Biodiversity and Conservation* 10(12): 2093-2108.
- Gea G, G Martínez Pastur, JM Cellini, MV Lencinas. 2004. Forty years of silvicultural management in southern *Nothofagus pumilio* (Poepp. et Endl.) Krasser primary forests. *Forest Ecology and Management* 201(2-3): 335-347.
- González M, C Donoso Zegers, P Ovalle, G Martínez Pastur. 2006. *Nothofagus pumilio* (Poepp. et Endl.) Krasser. In Donoso Zegers C ed. Las especies arbóreas de los bosques templados de Chile y Argentina: Autoecología. Valdivia, Chile. Ed. Marisa Cúneo. p. 486-500.
- Ivancich H, R Soler Esteban, G Martínez Pastur, PL Peri, H Bahamonde. 2009. Índice de densidad de rodal aplicado al manejo silvopastoril en bosques de ñire (*Nothofagus antarctica*) en Patagonia Sur. Primer Congreso Nacional de Sistemas Silvopastoriles. Posadas (Argentina) 14-16 Mayo. p. 245-250.
- Ivancich H, G Martínez Pastur, PL Peri. 2011. Modelos forzados y no forzados para el cálculo del índice de sitio en bosques de *Nothofagus antarctica*. *Bosque* 32(2): 135-145.
- Lencinas MV, G Martínez Pastur, JM Cellini, R Vukasovic, PL Peri, MC Fernández. 2002. Incorporación de la altura dominante y la calidad de sitio a ecuaciones estándar de volumen para *Nothofagus antarctica* (Forster f.) Oersted. *Bosque* 23(2): 5-17.
- Lencinas MV, G Martínez Pastur, M Medina, C Busso. 2005. Richness and density of birds in timber *Nothofagus pumilio* forests and their unproductive associated environments. *Biodiversity and Conservation* 14(10): 2299-2320.
- Lencinas MV, G Martínez Pastur, A Moretto, E Gallo, C Busso. 2007. Productividad diferencial de plántulas de *Nothofagus pumilio* bajo gradientes de luz y humedad del suelo. *Bosque* 28(3): 241-248.
- Lencinas MV, G Martínez Pastur, R Solán, E Gallo, JM Cellini. 2008a. Forest management with variable retention impact over moss communities of *Nothofagus pumilio* understory. *Forstarchiv* 79: 77-82.

- Lencinas MV, G Martínez Pastur, CB Anderson, C Busso. 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 MV, G Martínez Pastur, P Rivero, C Busso. 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 MV, G Martínez Pastur, E Gallo, JM Cellini. 2009a. Conservación de la diversidad de insectos en bosques subantárticos mediante el uso de técnicas de manejo forestal con retención variable. En Arrivillaga JC, M El Souki, B Herrera eds. Enfoques y temáticas en entomología. Caracas, Venezuela. Sociedad Venezolana de Entomología. Ed. Astro Data. p. 44-62.
- Lencinas MV, G Martínez Pastur, E Gallo, JM Cellini. 2009b. Alternative silvicultural practices with variable retention improve bird conservation in managed South Patagonian forests. *Forest Ecology and Management* 258: 472-480.
- Lencinas MV, G Martínez Pastur, JM Cellini, E Gallo, C Busso. 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(1): 87-101.
- Lencinas MV, G Martínez Pastur, E Gallo, JM Cellini. 2011. Alternative silvicultural practices with variable retention to improve understory plant diversity conservation in southern Patagonian forests. *Forest Ecology and Management* 262: 1236-1250.
- Luque S, G Martínez Pastur, C Echeverría, M Pacha. 2010. Overview of biodiversity loss in South America: A landscape perspective for sustainable forest management and conservation in temperate forests. In Li C, R Laforteza, J Chen eds. Landscape ecology and forest management: Challenges and solutions in a changing globe. Dordrecht, Netherlands. HEP-Springer. Capítulo 15, p. 352-379.
- 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. 242 p.
- Martínez Pastur G, MV Lencinas. 2005. El manejo forestal en los bosques de *Nothofagus pumilio* en Tierra del Fuego. *Revista IDIA-XXI* 5(8): 107-110.
- Martínez Pastur G, PL Peri, R Vukasovic, S Vaccaro, V Piriz Carrillo. 1997. Site index equation for *Nothofagus pumilio* Patagonian forest. *Phyton* 6(1/2): 55-60.
- Martínez Pastur G, PL Peri, MC Fernández, G Staffieri. 1999a. Desarrollo de la regeneración a lo largo del ciclo del manejo forestal de un bosque de *Nothofagus pumilio*: 1. Incidencia de la cobertura y el aprovechamiento o cosecha. *Bosque* 20(2): 39-46.
- Martínez Pastur G, PL Peri, MC Fernández, G Staffieri, D Rodríguez. 1999b. 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(2): 47-53.

- Martínez Pastur G, JM Cellini, PL Peri, R Vukasovic, MC Fernández. 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, JM Cellini, MV Lencinas, R Vukasovic, R Vicente, F Bertolami, J Giunchi. 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, MV Lencinas, JM Cellini, B Diaz, PL Peri, R Vukasovic. 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(2): 69-80.
- Martínez Pastur G, PL Peri, MC Fernández, G Staffieri, MV Lencinas. 2002b. Changes in understory species diversity during the *Nothofagus pumilio* forest management cycle. *Journal of Forest Research* 7(3): 165-174.
- Martínez Pastur G, MV Lencinas, J Escobar, P Quiroga, L Malmierca, M Lizzaralde. 2006. Understorey succession in *Nothofagus* forests in Tierra del Fuego (Argentina) affected by *Castor canadensis*. *Applied Vegetation Science* 9(1): 143-154.
- Martínez Pastur G, MV Lencinas, PL Peri, M Arena. 2007a. Photosynthetic plasticity of *Nothofagus pumilio* seedlings to light intensity and soil moisture. *Forest Ecology and Management* 243(2): 274-282.
- Martínez Pastur G, MV Lencinas, PL Peri, A Moretto, JM Cellini, I Mormeneo, R Vukasovic. 2007b. Harvesting adaptation to biodiversity conservation in sawmill industry: Technology innovation and monitoring program. *Journal of Technology Management and Innovation* 2(3): 58-70.
- Martínez Pastur G, JM Cellini, MV Lencinas, PL Peri. 2008a. Stand growth model using volume increment/basal area ratios. *Journal of Forest Science* 54(3): 102-108.
- Martínez Pastur G, MV Lencinas, PL Peri, JM Cellini. 2008b. Flowering and seeding patterns in unmanaged and managed *Nothofagus pumilio* forests with a silvicultural variable retention system. *Forstarchiv* 79: 60-65.
- Martínez Pastur G, MV Lencinas, JM Cellini, PL Peri, R Soler Esteban. 2009. Timber management with variable retention in *Nothofagus pumilio* forests of Southern Patagonia. *Forest Ecology and Management* 258: 436-443.
- Martínez Pastur G, R Soler Esteban, MV Lencinas, L Borrelli. 2010a. Indirect estimation of landscape uses by *Lama guanicoe* and domestic herbivorous through the study of diet composition in South Patagonia. In Azevedo J, M Feliciano, J Castro, M Pinto eds. Forest landscapes and global change: New frontiers in management, conservation and restoration. Bragança, Portugal. Instituto Politécnico Bragança. p. 153-158.
- Martínez Pastur G, MV Lencinas, PL Peri, JM Cellini, A Moretto. 2010b. Long-term forest management research in South Patagonia - Argentina: lessons from the past, challenges from the present. *Revista Chilena de Historia Natural* 83: 159-169.

- Martínez Pastur G, PL Peri, JM Cellini, MV Lencinas, M Barrera, H Ivancich. 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, JM Cellini, MV Lencinas, M Barrera, PL Peri. 2011b. Environmental variables influencing regeneration of *Nothofagus pumilio* in a system with combined aggregated and dispersed retention. *Forest Ecology and Management* 261: 178-186.
- Peri PL. 2005. Sistemas silvopastoriles en ñirantales. *Revista IDIA-XXI* 8: 255-259.
- Peri PL. 2006. Sistemas silvopastoriles en bosques nativos de ñire de Patagonia Sur. *Revista SAGPyA Forestal* 38: 1-7.
- Peri PL, G Martínez Pastur, R Vukasovic, B Díaz, MV Lencinas, JM Cellini. 2002. Thinning schedules to reduce risk of windthrow in *Nothofagus pumilio* forests of Patagonia, Argentina. *Bosque* 23(2): 19-28.
- Peri PL, G Martínez Pastur, L Monelos, E Livraghi, M Allogia, R Christiansen, V Sturzenbaum. 2005. Sistemas silvopastoriles en bosques nativos de ñire: una estrategia para el desarrollo sustentable en la Patagonia Sur. In Zárate R, L Artesi eds. Dinámicas mundiales, integración regional y patrimonio en espacios periféricos. Río Gallegos, Argentina. Universidad Nacional de la Patagonia Austral. p. 251-259.
- Peri PL, V Gargaglione, G Martínez Pastur. 2006. 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(1): 85-99.
- Peri PL, V Gargaglione, G Martínez Pastur. 2008. Above and belowground nutrients storage and biomass accumulation in marginal *Nothofagus antarctica* forests in Southern Patagonia. *Forest Ecology and Management* 255(7): 2502-2511.
- Peri PL, N Hansen, V Rusch, L Tejera, L Monelos, M Fertig, H Bahamonde, M Sarasola. 2009a. Pautas de manejo de sistemas silvopastoriles en bosques nativos de *Nothofagus antarctica* (ñire) en Patagonia. Actas Primer Congreso Nacional de Sistemas Silvopastoriles. Posadas, Argentina. p. 151-164.
- Peri PL, G Martínez Pastur, MV Lencinas. 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(3): 101-111.
- Peri PL, V Gargaglione, G Martínez Pastur, MV Lencinas. 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.
- Pulido F, B Díaz, G Martínez Pastur. 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(2): 381-394.
- Simanonok M, CB Anderson, G Martínez Pastur, MV Lencinas, J Kennedy. 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(2): 263-269.

- Soler Esteban R, G Martínez Pastur, MV Lencinas, PL Peri. 2010. Flowering and seeding patterns in primary, secondary and managed *Nothofagus antarctica* South Patagonian forests. *New Zealand Journal of Botany* 48(2): 63-73.
- Spagarino C, G Martínez Pastur, PL Peri. 2001. Changes in *Nothofagus pumilio* forest biodiversity during the forest management cycle: Insects. *Biodiversity and Conservation* 10(12): 2077-2092.

Capítulo 9

Desarrollo de sistemas de manejo para producción de madera en bosques de *Nothofagus* de Nueva Zelanda

*Developing management systems for timber production in New Zealand's
Nothofagus forests*

ROBERT B. ALLEN, IAN A. DICKIE, TOMÁS A. EASDALE, JENNIFER M. HURST,
SUSAN K. WISER

RESUMEN

Por más de un siglo, se ha aspirado en Nueva Zelanda al desarrollo de sistemas de manejo de bajo impacto para la producción de madera de bosques de *Nothofagus*. Bajo este incentivo, la Ley Forestal de 1949 fue enmendada en 1993 y derivó en la definición de normas y directrices para el manejo de bosques de *Nothofagus*. Este capítulo examina casi 20 años de aprendizaje en la implementación de dichos sistemas de manejo, tanto en bosques secundarios resultantes de la tala y desmonte históricos y corta de árboles, así como en bosques primarios. Los sistemas evaluados comprenden: manejo por clases de tamaño en bosque de *N. solandri* var. *solandri*; corta en parches de 0,5 ha en bosque de *N. menziesii*; selección en grupos de 0,1-0,2 ha en bosque mixto de *N. fusca* y *N. menziesii*; selección en grupos de <0,05 ha en bosque mixto de *N. fusca* y *N. menziesii*; selección en grupos de 0,2 ha en bosque de *N. truncata* y corta de selección en bosque de *N. menziesii*. Esta revisión analiza cómo dichos sistemas de manejo impactan sobre la estructura del bosque, la biodiversidad sobre y en el suelo, el almacenamiento de carbono y los ciclos de nutrientes. Dado que la información disponible proviene de un rango limitado de sitios, y que cubre sólo una fracción breve del ciclo de manejo de bosques, también reflexionamos sobre temas de investigación que pueden contribuir a lograr una evaluación más completa de los sistemas prescritos para el manejo de bosques de *Nothofagus*.

Palabras clave: *Nothofagus*, cosecha forestal, retención variable, estructura de rodales, regeneración, biodiversidad, nutrientes.

SUMMARY

The development of low-impact management systems for timber production from New Zealand's beech (*Nothofagus*) forests has been a desire for over a century. In response, an amendment to the Forests Act 1949, in 1993, led to standards and guidelines for the management of beech forests. This article reviews nearly 20 years of knowledge from implementing these management systems in both second-growth forest resulting from historical land clearance and logging, as well as old-growth forest. These systems include: size-class techniques in black beech (*N. solandri* var. *solandri*) forest; 0.5 ha patch-cut in silver beech (*N. menziesii*) forest; 0.1-0.2 ha group-selection in red (*N. fusca*) – silver beech forest; <0.05 ha group-selection in red-silver beech forest; 0.2 ha group-selection in hard beech (*N. truncata*) forest; and, a selection harvest in silver beech forest. This review considers how these management systems impact upon forest structure, above- and below-ground biodiversity, carbon storage and nutrient cycling. Because this information is from a restricted range of sites, and over a small part of the beech management cycle, we also consider what further research is required to provide a more complete assessment of the prescribed beech management systems.

Key words: beech, timber harvest, variable retention, stand structure, regeneration, biodiversity, nutrients

9.1 Introducción

El género *Nothofagus* constituye el recurso forestal nativo más importante de Nueva Zelandia. Aproximadamente un millón de hectáreas de bosque nativo está dominado por distintas combinaciones de especies de *Nothofagus*, y unos 3,6 millones de hectáreas adicionales están conjuntamente dominados por *Nothofagus* y otras angiospermas o coníferas (Wiser *et al.* 2011). La extracción de madera de estos bosques ha sido siempre un tema polémico. En la década de 1970, la controversia giró en torno a la conversión extensiva de los bosques de *Nothofagus* en plantaciones de especies exóticas y los impactos de la tala de árboles sobre tasas de erosión y transporte de sedimentos (Searle 1975, O'Loughlin y Pearce 1976, Roche 1990). Más recientemente, las preocupaciones se han centrado en los impactos de la explotación de madera de *Nothofagus* sobre la estructura del bosque, la regeneración y el crecimiento de los árboles residuales, así como sobre la flora y la fauna (Efford 1999, Wiser *et al.* 2005, Gillman 2008). La firma de acuerdos internacionales en torno a la conservación de la biodiversidad y el secuestro de carbono así como la demanda de productos certificados, añaden nuevas expectativas al manejo forestal de *Nothofagus*. Las controversias, preocupaciones y acuerdos pertinentes al diseño de

sistemas de manejo para bosques de *Nothofagus* de Nueva Zelandia son paralelos a los que enfrenta el manejo de bosques de *Nothofagus* en otras regiones (Gea-Izquierdo *et al.* 2004, Tabor *et al.* 2007, Promis *et al.* 2008) y los bosques nativos en general (Lindenmayer y Franklin 2003).

En respuesta a las demandas por una mejor administración ambiental de los bosques nativos, el gobierno de Nueva Zelandia aprobó legislación específica (Benecke 1996, Hawes y Memon 1998). En 1993, la sección 3 A de la Ley de Bosques de 1949 entró en vigor, con disposiciones que requieren que los espacios cosechados en bosques de *Nothofagus* no superen 0,5 ha, a menos que se obtenga aprobación para cosechar superficies más amplias (de hasta 20 ha, Ministry of Agriculture and Forestry 2009). Además, para que el bosque contiguo pueda ser cosechado, la regeneración debe haber alcanzado una altura predominante de 4 m, y la densidad de fustes de las especies cosechadas debe ser igual o superior a los niveles previos a la cosecha. La ley también tiene como objetivo lograr un equilibrio entre el uso productivo y el mantenimiento de los valores naturales (por ejemplo, retención de una estructura mixta de edades y ausencia de malezas exóticas invasoras). Las disposiciones se aplican a través de un sistema de normas y directrices (Ministry of Agriculture and Forestry 2009) que apuntan a semejar el régimen natural de disturbios y la dinámica de los bosques de *Nothofagus* (Wardle 1984, Allen y Norton 2001) y aspiran a perpetuar rodales de composición de especies diversas y estructura de edades mixta, mediante sistemas de cosecha de pequeña escala y de bajo impacto (Benecke 1996). A pesar de que estos sistemas tienen una larga historia de desarrollo en el centro de Europa, y proveen una base para su aplicación en otras regiones (Benecke 1996, Puettmann *et al.* 2009), poco se sabe sobre el régimen de disturbios y estructura original de muchos bosques europeos (Bengtsson *et al.* 2000).

Este capítulo resume casi 20 años de experiencia en la implementación de sistemas de manejo contemplados por la Ley de Bosques para bosques dominados por *Nothofagus*. En Nueva Zelandia existen alrededor de 200.000 hectáreas de bosques de *Nothofagus* de propiedad privada que cumplen las condiciones necesarias para la producción de madera, y un cuarto de éstos posee planes de cosecha aprobados que cumplen los requisitos de la ley. Los mayores volúmenes de cosecha aprobados corresponden a *Nothofagus menziesii* (Hook.f.) Oerst. y *Nothofagus fusca* (Hook.f.) Oerst., mientras que los volúmenes aprobados para *Nothofagus truncata* (Colenso) Cockayne. y *Nothofagus solandri* (Hook.f.) Oerst. var. *solandri* son mucho menores (Hurst *et al.* 2007). Estos volúmenes de cosecha corresponden tanto a bosques secundarios, resultantes de la tala y desmonte histórico, así como a bosques primarios sin intervención previa. Los tipos de sistemas de manejo implementados son complejos, ya que favorecen una estructura y composición de especies diversas a pequeña escala espacial (Puettmann *et al.* 2009). En Nueva Zelandia, el diseño de opciones de manejo de bosques de *Nothofagus* ha sido principalmente desarrollado

por ecólogos forestales, ya que los profesionales forestales han estado principalmente avocados al manejo de plantaciones coetáneas con especies exóticas (Benecke 1996). Este capítulo resume primero lo que se conoce sobre las características ecológicas de especies de *Nothofagus* de Nueva Zelanda que son relevantes a su manejo; el capítulo luego repasa el estado de conocimiento actual acerca de la influencia de estos sistemas sobre el reclutamiento, crecimiento y mortalidad de árboles y, en los casos estudiados, la influencia de los sistemas de manejo sobre otros valores naturales tales como la biodiversidad, invasiones biológicas, ciclado de nutrientes y almacenamiento de carbono.

9.2 Características ecológicas de *Nothofagus* en Nueva Zelanda

Actualmente se reconoce un total de 36 especies de *Nothofagus*; cuatro de éstas ocurren de forma natural en Nueva Zelanda y una de ellas comprende dos variedades. Los cinco taxones son *N. menziesii* (“silver beech”), *N. fusca* (“red beech”), *N. truncata* (“hard beech”), *N. solandri* var. *solandri* (“black beech”) y *N. solandri* var. *cliffortioides* (Hook.f.) Poole. (“mountain beech”) (Promis *et al.* 2008). Mientras que los taxones de Nueva Zelanda son todos de hoja perenne, *N. fusca*, *N. truncata*, *N. solandri* var. *solandri* y *N. solandri* var. *cliffortioides* muestran una marcada pérdida de hojas en el dosel exterior durante invierno (McGlone *et al.* 2004). En Nueva Zelanda, los *Nothofagus* toleran climas más severos, y suelos más pobres que la mayoría de las otras angiospermas arbóreas y muchas coníferas. Dominan las superficies actuales de bosque nativo de Nueva Zelanda en las regiones secas y en el sur y se extienden hasta el límite superior de bosques, que llega a 900 m en el sur y a 1.500 m en el norte de la Isla Sur (Wardle 1984). *Nothofagus* suele dar paso a otras especies de árboles de angiospermas a baja altitud, en las regiones occidentales y húmedas costeras, al norte, y en los suelos fértiles y mejor drenados (Wardle 1983). Los bosques de Nueva Zelanda son más diversos a baja altitud y en sitios húmedos y fértiles, donde a menudo hay una alta cobertura de helechos y hierbas (Wiser *et al.* 2011) que limitan el establecimiento de plántulas de *Nothofagus* (Coomes *et al.* 2005). En bosques mixtos de *Nothofagus*, las diferencias de historia de vida son importantes para la co-existencia con otras especies de árboles de angiospermas y coníferas (Coomes *et al.* 2005, 2009, Hurst *et al.* 2012). En contraste, otros bosques de *Nothofagus* se caracterizan por una diversidad de plantas vasculares extremadamente baja que aproximan una riqueza de una especie (Wiser *et al.* 1998). En estos bosques de baja diversidad, la escasez de inóculo de hongos micorrícicos puede promover la resistencia a invasión por malezas invasoras (Spence *et al.* 2011).

La reproducción vegetativa es muy limitada en los bosques siempreverdes de *Nothofagus* de Nueva Zelanda, a pesar de ser observada en los *Nothofagus* de Australia, Nueva Caledonia y Nueva Guinea, así como en las especies deciduas de

Chile y Argentina (Veblen *et al.* 1996). La producción de semillas de *Nothofagus* varía considerablemente entre años, a menudo es sincrónica a escala regional, y puede tener una periodicidad distintiva (Wardle 1984, Allen *et al.* 2012). A pesar de que hace tiempo se sabe que los patrones de producción de semilla están fuertemente relacionados con la variación temporal del clima (Allen y Platt 1990), recientemente se ha demostrado que los eventos de producción de semillas también están vinculados a la variabilidad espacial y temporal en la disponibilidad de nutrientes (Smaill *et al.* 2011). Es probable que la corta distancia de dispersión de semillas en *Nothofagus* sea una desventaja del grupo en comparación con otras especies de árboles de angiospermas y coníferas. *Nothofagus* comúnmente se establece en suelo mineral expuesto, o con poca cobertura herbácea. Cuando el suelo del bosque comprende una alta cobertura de helechos o hierbas, *Nothofagus* se establece sobre troncos postrados, troncos muertos, y sobre el pie de árboles derribados por el viento, pero no se establece sobre troncos de helechos arborescentes (*Dicksonia*, *Cyathea*) u de otros árboles, como es común en algunos otros árboles de angiospermas (*Weinmannia* y *Metrosideros*) (Wardle 1983). Las especies de *Nothofagus* son relativamente poco palatables para los herbívoros y son raras en la dieta de ungulados introducidos (Forsyth *et al.* 2010).

Los bosques dominados por *Nothofagus* tienen una estructura relativamente simple y la regeneración es prolífica cuando el viento, nieve, sequías y terremotos generan disturbios que abren el dosel (Wardle 1984, Allen *et al.* 1999). En ciertas circunstancias la apertura del dosel promueve aún mayor mortalidad de árboles a través de la acumulación de patógenos en la madera de árboles caídos (por ejemplo, escarabajos perforadores del género *Platypus*; Wardle 1984). A menudo este proceso resulta en una estructura de cohortes coetáneas, típica de muchos rodales de *Nothofagus* (Wardle 1984, Stewart *et al.* 1991). Los rodales jóvenes coetáneos de *N. menziesii*, la especie relativamente más tolerante a la sombra, suelen tener distribuciones de diámetros de tallos con sesgo positivo. A medida que el rodal madura, el rango de diámetros aumenta, pero la fuerte representación de tallos pequeños y la distribución de diámetros con sesgo positivo se conservan (Wardle 1984, Stewart *et al.* 1991). Por el contrario, los rodales jóvenes de las especies más demandantes de luz (como *N. solandri* var. *cliffortioides*) evolucionan de distribuciones de diámetro con sesgo positivo en rodales jóvenes coetáneos a distribuciones unimodales en rodales maduros debido a la pérdida de los individuos más pequeños, que perecen en la sombra (Coomes y Allen 2007a). Mientras que la competencia por luz se atribuye como explicación más frecuente a la pérdida de individuos pequeños durante el desarrollo de rodales, existe evidencia experimental de que la competencia entre raíces también puede ser importante (Platt *et al.* 2004). El secuestro de nutrientes en la biomasa asociado al desarrollo de rodales reduce la disponibilidad de nutrientes en la rizósfera y se cree que puede limitar la productividad del bosque (Allen *et al.*

1997, Coomes *et al.* 2012). Los análisis de competencia local entre árboles vecinos sugieren que la competencia asimétrica por luz tiene un efecto pronunciado sobre el crecimiento de árboles individuales de *Nothofagus* en sitios productivos, mientras que la competencia simétrica por recursos del suelo, adquiere mayor relevancia en sitios menos productivos (Coomes y Allen 2007b). En general, la competencia local es la principal razón por la cual árboles pequeños tienen crecimiento lento y alta mortalidad en poblaciones naturales. Los árboles de tamaño intermedio tienen niveles intermedios de crecimiento y baja mortalidad, mientras que árboles grandes tienen tasas variables de crecimiento, relativamente más afectadas por condiciones ambientales que por competencia (Easdale *et al.* 2012), y una elevada mortalidad, dependiendo del régimen de disturbios (figura 1) (Hurst *et al.* 2011, 2012).

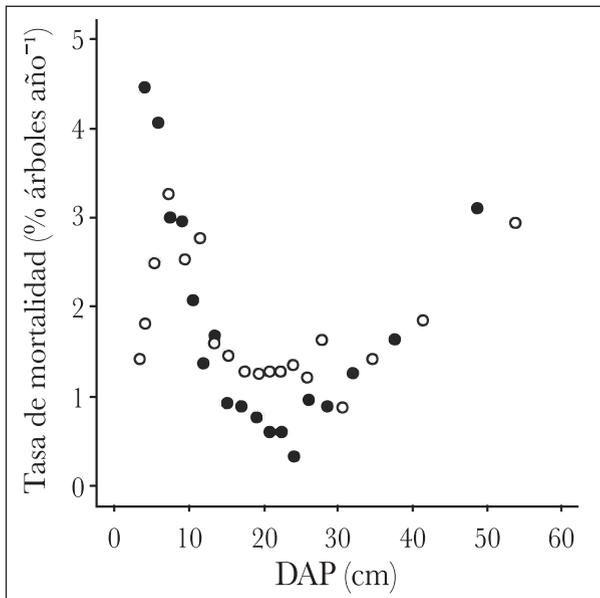


Figura 1. Tasas de mortalidad específicas por tamaño para *N. solandri* var. *cliffortioides* calculadas en dos intervalos de tiempo dentro de 250 parcelas permanentes montadas al azar (Hurst *et al.* 2011). El bosque estuvo relativamente libre de disturbios catastróficos en el primer intervalo (1983 a 1993, círculos negros), pero fue afectado por un terremoto destructivo en el segundo intervalo (1993 a 2004, círculos abiertos). Cada punto representa la tasa de mortalidad de un grupo de árboles, con 300 árboles para $DAP < 20$ cm y 150 árboles para $DAP \geq 20$ cm.

9.3 Sistemas de manejo

Un rango de sistemas de manejo que cumplen los requerimientos de la Ley de Bosques se han implementado progresivamente en los extensos bosques de *Nothofagus* de la Isla Sur (figura 2). En la práctica, los sistemas de manejo de *Nothofagus* incluyen selección de árboles individuales y selección por clases de tamaño, selección en grupos (de 0,05 a 0,2 ha), o corta en parches de 0,5 ha, y por lo general se hace poco tratamiento de los rodales en desarrollo. Su implementación en bosques de *Nothofagus* de la Isla Norte se ve atenuada por limitaciones adicionales,

tales como la presencia de la ‘polilla fantasma’ (*Aenetus virescens* Doubleday), que limita la producción de madera de buena calidad (Franklin y Beveridge 1975).

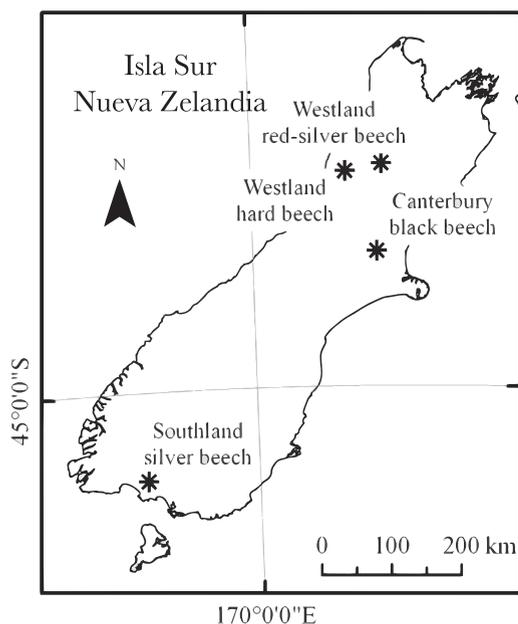


Figura 2. Ubicación de bosques de *Nothofagus* de la Isla Sur de Nueva Zelandia donde se han implementado sistemas de manejo que cumplen los requisitos de la Ley de Bosques.

Sistema de selección por clases de tamaño en un bosque de N. solandri var. *solandri* de Canterbury. Este bosque secundario de *N. solandri* var. *solandri* (390 a 610 m de altitud) es resultado de la antigua tala e incendios (1860-1910; Wardle 1984). El área basal total es baja, con un promedio de 23 m² ha⁻¹ para árboles \geq 10 cm de diámetro, 91 % de los cuales son *N. solandri* var. *solandri* (Allen *et al.* 2000). Dentro del bosque puede distinguirse un gradiente que varía desde rodales densos con área basal relativamente alta en filos con suelos infértiles (pH bajo y baja disponibilidad de nutrientes) a rodales de baja densidad y área basal baja en sitios protegidos (Allen *et al.* 2000). Alrededor del 80 % de los árboles tienen un diámetro \geq 10 cm y $<$ 30 cm y los rodales densos sufren un proceso de autoraleo. *N. solandri* var. *solandri* es una especie relativamente demandante de luz. En el dosel inferior hay unos pocos individuos de árboles pequeños de otras especies de angiospermas y el sotobosque está dominado por arbustos de hojas pequeñas del género *Coprosma* y por el helecho corona (*Blechnum discolor* (G.Forst.) Keyserl.).

Inicialmente, la extracción de madera fue por selección en grupos de árboles (en superficies de 30 a 50 m de diámetro) a lo largo del rango de condiciones de sitio encontradas en el bosque. Para maximizar la estabilidad de los rodales retenidos, las áreas cosechadas fueron definidas teniendo en cuenta la estructura original

del bosque y los límites existentes entre rodales. Posteriormente, se modificó la cosecha hacia un sistema de selección por clases de tamaño en la que árboles > 45 cm del diámetro a la altura del pecho (DAP), incluyendo aquellos recientemente muertos, fueron seleccionados para la cosecha. Con el tiempo, se hizo evidente que el bosque poseía un alto recambio poblacional por mortalidad y reclutamiento de árboles, que generalmente no guardaba relación con las actividades de manejo. La mortalidad de árboles en sitios expuestos era provocada por tormentas de viento y, en sitios protegidos, por tormentas de nieve, con daños subsecuentes generados por el escarabajo *Platypus*. Es probable que dichas fuentes naturales de mortalidad de árboles expliquen los bajos niveles de área basal de este bosque. Simultáneamente se han aplicado raleos y podas progresivos con el fin de promover la estabilidad de rodales secundarios jóvenes y contrarrestar el riesgo de daños ocasionados por viento y nieve (Wardle 1984).

Poco después de la cosecha de selección en grupo, *N. solandri* var. *solandri* exhibió una regeneración prolífica, exceptuando sitios con cobertura densa de helechos corona. Es conocido que *Nothofagus* exhibe niveles de germinación bajos cuando el suelo del bosque tiene una cubierta densa de helechos, hierbas y juncos (e.g. Wardle 1984). Sin embargo, se sabe que en este bosque de *N. solandri* var. *solandri*, los años secos y cálidos promueven la producción de semilla y pueden causar mortalidad de helechos corona, permitiendo así el establecimiento de plántulas (Wardle obs. pers. 2001). La estabilidad de árboles de los márgenes de superficies cosechadas ha sido variable, y todavía se desconoce en qué medida aumenta la mortalidad de árboles de borde por encima de la mortalidad en bosques intactos. La más reciente implementación del sistema de selección por clases de tamaño, en el cual sólo se cosechan uno o pocos árboles, debiera promover el crecimiento de los árboles residuales ya que en este bosque la competencia entre árboles vecinos y su efecto sobre crecimiento individual son marcados (cuadro 1). A pesar de que a corto plazo se han observado respuestas en el crecimiento de plántulas bajo estas aperturas del dosel, su éxito a largo plazo estará condicionado por la velocidad de cierre lateral del dosel por árboles residuales. Allen *et al.* (2000) no detectaron ninguna influencia del manejo actual sobre la estructura y composición de especies vegetales en rodales individuales y vieron que la prevalencia de especies maleza está más bien determinada por la proximidad al límite del bosque.

Corta en parches de 0,5 ha en un bosque de N. menziesii. Salvo por algunos árboles semilleros remanentes, este bosque fue cortado a tala rasa hace al menos 80 años y luego reemplazado por un bosque secundario dominado por *N. menziesii*, con *Weinmannia racemosa* L.f. (“kāmahi”) y *Metrosideros umbellata* Cav. (“southern rātā”) como especies codominantes en algunas áreas, más alguna conífera ocasional (Podocarpaceae). El sotobosque está dominado por pequeños árboles latifoliados como *Griselinia littoralis* Raoul, *Pseudopanax crassifolius* (Sol. ex A.Cunn.)

Cuadro 1. Crecimiento medio anual en diámetro a la altura del pecho (mm/año^{-1}), y su respectivo coeficiente de variación (CV), para ciertas localidades y especies de *Nothofagus*. El número de árboles y parcelas muestreadas se indica entre paréntesis. La proporción de la variación explicada dentro y entre los rodales se calculó utilizando un modelo nulo jerárquico donde “parcelas” se especificaron como efectos aleatorios (Allen *et al.* 2003).

Ubicación	Especie (número de árboles, número de parcelas)	Crecimiento (mm/año^{-1})	cv	Porcentaje de la variación que es explicada (%)	
				Dentro de rodales	Entre rodales
<i>Westland red-silver beech</i>	<i>N. fusca</i> (227, 40)	2,0	31,5	86,5	13,5
	<i>N. menziesii</i> (48, 40)	1,3	56,9	93,8	6,2
<i>Canterbury black beech</i>	<i>N. solandri</i> var. <i>solandri</i> (224, 37)	2,6	60,0	73,2	26,8
<i>Southland silver beech</i>	<i>N. menziesii</i> (371, 44)	3,0	58,5	78,3	21,6

K.Koch (“lancewood”) y *Myrsine divaricata* A.Cunn. (“weeping matipo”), así como el helecho corona y helechos arborescentes (Wardle 1984). En combinación con algunos pocos árboles residuales de mayor tamaño, la sucesión secundaria ha resultado en distribuciones diamétricas de *N. menziesii* con sesgo positivo, similares a las encontradas en bosques sin intervención previa (TACCRA 2004). Setenta y cinco por ciento de los árboles tienen un diámetro < 30 cm y los niveles de área basal promedian $> 60 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$.

Las cortas en parche de 0,5 ha fueron hechas entre 1998 y 2003 con una disposición en grilla que tapiza el bosque de *N. menziesii* en vista aérea. En cada parche de aproximadamente 70 x 70 m, todos los árboles fueron cortados hacia el centro del parche y luego extraídos (figura 3). Una red de caminos forestales vinculó parches cosechados con playas de acopio y la perturbación del suelo y remoción de la vegetación fueron notablemente variables de acuerdo al movimiento de maquinaria. Los parches han sido librados a la regeneración natural sin ningún tipo de operación silvícola adicional.



Figura 3. Corta en parche de 0,5 ha 10 años después de la cosecha en bosque de *N. menziesii* de Southland. Los árboles del margen muestran poco daño de copa pero en algunos pocos casos la regeneración aparenta ser limitada bajo la densa capa de helechos y plantas herbáceas establecidas luego de la cosecha.

Unos 10 años después de la corta, los parches de 0,5 ha estuvieron típicamente dominados por *Fuchsia excorticata* (J.R. et G.Forst.) L. f. (“tree fuchsia”) y *Aristotelia serrata* (J.R. et G.Forst.) W.R.B.Oliv. (“wineberry”) o helechos arborescentes e *Histiopteris incisa* (Thunb.) J.Sm. (“water fern”), con *Ulex europaeus* L. (“gorse”) y *Rubus fruticosus* L. agg. regate (“blackberry”) como especies exóticas casuales. Por lo general, la densidad de plántulas y renovales de *N. menziesii* parece haber aumentado notablemente en comparación con bosques adyacentes sin cosechar, aunque algunos parches siguen mostrando niveles de regeneración bajos (figuras 3 y 4). Es probable que algunas plántulas y renovales representen un componente de regeneración avanzada que ya estaba presente antes de la cosecha, mientras que otros individuos se habrían establecido luego de la misma (TACCRA 2004). Todavía no se ha determinado el motivo de la baja regeneración en algunos parches cosechados, pero es sabido que históricamente en la región de Southland se extraían los helechos para garantizar la regeneración de *N. menziesii* (Wardle 1984). A diez años de la cosecha, la mayoría de los renovales y árboles en los parches intervenidos han alcanzado una altura de 4 m que permite la cosecha de rodales adjuntos. Los árboles de las márgenes de superficies cosechadas han sufrido poca mortalidad, pero algunas copas han recedido parcialmente y algunos tallos han desarrollado brotes epicórmicos.

Ensayo de selección en grupos (0,04-0,2 ha) en bosque mixto de N. fusca y N. menziesii en el norte de Westland. Este es un bosque sin intervención previa que se encuentra en pendientes suaves y terrazas hacia el fondo del valle (entre 450 y 600

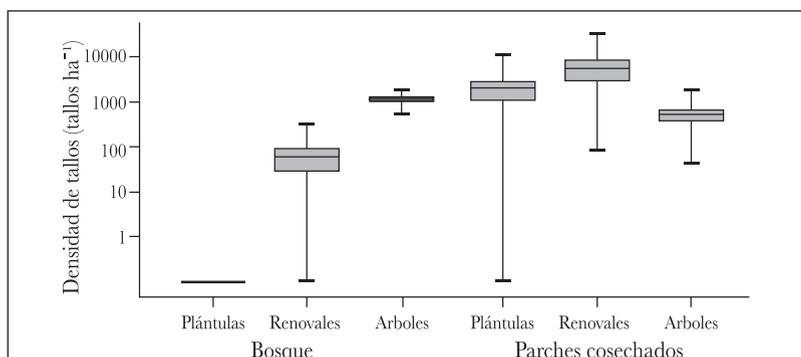


Figura 4. Densidad de plántulas (15 a 135 cm de altura), renovales (> 135 cm de altura, pero < 2,5 cm de diámetro) y árboles ($\geq 2,5$ cm de diámetro) en parches de 0,5 ha cortados hace > 10 años y en el bosque vecino sin cosechar. Los datos provienen de fajas (cada una 0,05 ha) ubicadas en 12 parches y bosques vecinos seleccionados al azar. Se dan la media (barra horizontal), el error estándar (caja), y el rango (línea vertical).

m s.n.m.). *N. fusca* representa el 80 % del área basal y 44 % de los árboles mientras que *N. menziesii* representa el 19 % del área basal y 52 % de los árboles (Wiser *et al.* 2005). Los árboles de *N. fusca* cubren un amplio rango de tamaños con tallos de hasta 132 cm de diámetro, 35 % de los cuales son menores a 30 cm de diámetro, mientras que en *N. menziesii* 80 % de los tallos son menores a 30 cm de diámetro. La estructura del bosque actual se caracteriza por claros con superficies de 126 a 443 m² que promueven la regeneración (Stewart *et al.* 1991). Las plántulas de *N. fusca* son exigentes de luz y abundan en claros de dosel mientras que las plántulas de *N. menziesii* son más tolerantes a la sombra y por lo tanto predominan en el sotobosque (Stewart y Rose 1990). El bosque contiene pocos árboles de dosel inferior o arbustos, pero se caracteriza por un ralo sotobosque de helechos corona.

Entre 1994 y 1996, se estableció un ensayo de corta de selección en grupos con tamaños de 0,04 a 0,2 m² sobre una superficie total de 20 ha de bosque mixto de *N. fusca* y *N. menziesii* (figura 5) (Wiser *et al.* 2005). La cosecha resultó en acumulación de material de desecho y poca alteración de suelo. No se aplicó ningún tipo de tratamiento posterior en las áreas cosechadas.

Hace diez años, el efecto de la cosecha por selección en grupos sobre el crecimiento y mortalidad de árboles residuales y su impacto sobre la estructura y productividad del bosque eran temas que generaban controversia sobre el sustento de la estructura y productividad del bosque (Mason 2000). El ensayo de selección en grupo en bosque de *N. fusca* y *N. menziesii* mostró que todos los árboles pequeños en los márgenes de áreas cosechadas exhibieron mayor crecimiento en diámetro que árboles pequeños del interior del bosque, mientras que el crecimiento de árboles grandes de *N. menziesii* y árboles medianos de *N. fusca* no fue diferente



Figura 5. Zona de selección en grupo (0,1 ha) 12 años después de la cosecha en bosque de *N. fusca* y *N. menziesii* del norte de Westland. La regeneración es prolífica en la superficie cosechada y hay poca mortalidad en los árboles del borde.

(figura 6) (Wiser *et al.* 2005). No obstante, el crecimiento de árboles grandes de *N. fusca* pareció ser menor en los bordes (figura 4). En otras regiones, se ha visto que las especies menos tolerantes a la sombra son las que exhiben mayor aumento en crecimiento cuando disminuye la competencia (Jones *et al.* 2009, Dyer *et al.* 2010). Los árboles de borde fueron más propensos a morir cuando fueron atacados por escarabajos *Platypus* pero en general la mortalidad de árboles no fue mayor que dentro del bosque intacto. Ocho años después de la cosecha de selección en grupo, *N. menziesii* y *N. fusca* tuvieron en promedio una densidad de 400 y 5.000 plántulas por hectárea, respectivamente (figura 5) (Wiser *et al.* 2007). Dentro de las superficies cosechadas, la densidad de renovales de *N. fusca* fue menor bajo la sombra de árboles marginales, mientras que la densidad de renovales de *N. menziesii* fue mayor (Wiser *et al.* 2007). La diversidad y cobertura de plantas herbáceas nativas aumentó después de la cosecha, especialmente en el caso del helecho de agua. A pesar de que una amplia gama de especies exóticas se establecieron después de la cosecha (“blackberry” y *Lycesteria formosa* Wall. ó “Himalayan honeysuckle”), ninguna de éstas llegó a ser común (Wiser 2000). La cosecha en grupo no afectó la diversidad de hongos ectomicorrícicos, pero tuvo un efecto significativo sobre la composición de especies de hongos en los horizontes orgánicos del suelo (Dickie *et al.* 2009). Los efectos de la cosecha sobre hongos ectomicorrícicos fueron parcialmente debidos a un aumento de nitrógeno mineralizable que condujo a un aumento de especies colonizadoras tempranas como *Laccaria* spp. Es posible que otros cambios en las comunidades fúngicas resulten de un aumento en la abundancia de helechos, pero esta hipótesis todavía debe ser sometida a prueba. Hasta el momento, el efecto de la cosecha sobre el establecimiento y desempeño de plántulas mediado por cambios en las comunidades de hongos ectomicorrícicos no ha sido investigado.

Ensayo de selección en grupos pequeños (<0,04 ha) en bosque de *N. fusca* y *N. menziesii* en el norte de Westland. En 1998, se estableció un segundo ensayo en el

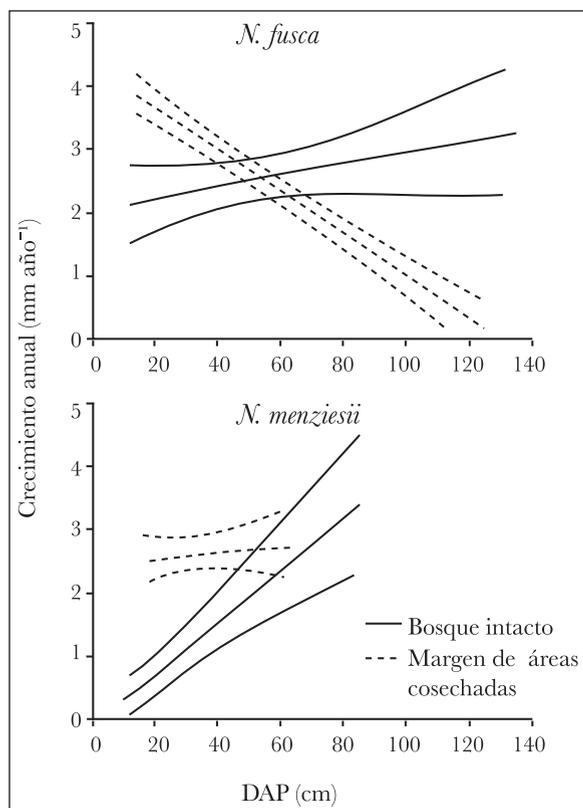


Figura 6. Relación entre el crecimiento en diámetro (mm/año⁻¹) y el diámetro inicial (DAP, cm) aproximadamente nueve años luego de la cosecha de selección en grupo (0,1 a 0,2 ha), para árboles de *N. fusca* y *N. menziesii* de borde y de interior de bosque (Wiser *et al.* 2005).

bosque de *N. fusca* y *N. menziesii* descrito anteriormente. Se cosecharon selecciones en grupos más pequeños (~ 4 árboles grandes en superficies < 500 m²), que eran de un tamaño similar a los claros naturales de dosel que se observan en el bosque no intervenido (Stewart *et al.* 1991). La alteración del suelo fue mínima, aunque hubo considerable acumulación de material de desecho en áreas cosechadas. No se aplicó ningún tipo de manipulación adicional.

Este ensayo de selección en grupo permitió comparar los efectos de la cosecha en la disponibilidad de luz, las propiedades del suelo, y la regeneración del bosque con selecciones en grupo de mayor tamaño. Luego de la cosecha, los grupos de 0,1-0,2 ha tuvieron menos sombra, mayor disponibilidad de nutrientes de suelo (por ejemplo, N y Ca) y pH, mayor frecuencia de helecho de agua, y mayor frecuencia de especies de plantas exóticas en comparación con los grupos de 0,05 ha (Wiser *et al.* 2007). Las diferencias en todas estas variables parecen estar directamente vinculadas con el tamaño de la superficie cosechada. Se ha sugerido que un mayor crecimiento de biomasa de sotobosque en selecciones en grupo más amplias puede

contribuir a minimizar la pérdida de nutrientes (Dyer *et al.* 2010), pero esto aún no se ha explorado en el bosque de *N. fusca* y *N. menziesii*. El grupo de selección de 0,1-0,2 ha proporciona las mejores condiciones para la regeneración de *N. fusca*, mientras que por lo pronto, los grupos de 0,05 ha han favorecido la regeneración de *N. menziesii* (Wiser *et al.* 2007). Un tema que continúa irresuelto siendo desconocido, es el grado en que la expansión lateral de árboles remanentes en grupos de selección de 0,05 ha cierra el dosel y, en última instancia, limita el reclutamiento de árboles. Sin duda, es esperable que una amplia gama de tamaños de superficie cosechada resulte en un mosaico de composición de especies dominantes de *Nothofagus* y así semeje el patrón observado en bosques naturales (Wiser *et al.* 2007).

Ensayo de selección en grupos pequeños (0,2 ha) en bosque de N. truncata del norte de Westland. Este bosque se encuentra en áreas de topografía surcada entre 100 y 300 m de altitud. *N. truncata* domina los terrenos menos fértiles de laderas y crestas con árboles dispersos de *N. fusca* restringidos a las quebradas más fértiles. Antes de la cosecha, *N. truncata* comprendía 72 % del área basal y 36 % de los árboles. Alrededor del 60 % de los árboles de *N. truncata* eran < 30 cm de diámetro pero algunos individuos alcanzaban diámetros de hasta 90 cm y alturas de 27 m (Wiser *et al.* 2005). Las otras dos especies más comunes de árboles son las angiospermas “quintinia” (*Quintinia acutifolia* Kirk) y “kāmahi”. Típicamente, *N. truncata* regenera en claros pequeños, pero también puede formar rodales coetáneos. Tal es el caso de rodales que se han desarrollado luego de eventos de mortalidad de gran escala asociados a derribos por viento, con consiguiente ataque del escarabajo *Platypus*, y actividades de extracción de oro en el siglo XIX (Smale *et al.* 1987). En comparación con los bosques de *N. fusca* y *N. menziesii* ya presentados, los suelos de bosques de *N. truncata* están fuertemente lixiviados, son ácidos (pH de 3,9 en suelo mineral), y tienen bajos niveles de P disponible (Wiser 2000).

En 1994, se aplicó una cosecha de selección en grupo con tamaños que variaron de 0,08 a 0,2 ha a lo largo de una superficie de 50 ha. Luego de la cosecha, los troncos fueron extraídos con helicóptero, con mínima alteración del suelo. No se aplicó ningún otro tratamiento silvícola en las áreas de selección en grupo.

Igualmente al ensayo de *N. fusca* y *N. menziesii*, el crecimiento en diámetro de árboles pequeños de *N. truncata* en los bordes de áreas cosechadas fue mayor que el de árboles pequeños del interior del bosque, mientras que el crecimiento de los árboles más grandes no discrepó entre bordes e interior del bosque (Wiser *et al.* 2005). Siete años después de la cosecha de selección en grupo, las densidades de renovales de *N. truncata* promediaron 4.500 por hectárea y estuvieron acompañados por renovales de “quintinia” y “kāmahi”, también abundantes (Brignall-Theyer *et al.* 2001). La diversidad y frecuencia de especies de plantas nativas también incrementó después de la cosecha, sobre todo en el caso del helecho de agua. La menor riqueza

y frecuencia de plantas exóticas luego de selecciones en grupo en bosques de *N. truncata*, en comparación con bosques de *N. fusca* y *N. menziesii*, se ha atribuido a la menor fertilidad del suelo (Wiser *et al.* 1998, Wiser 2000). Nuevamente, la selección en grupo afectó la composición de especies de hongos ectomicorrícicos en los horizontes orgánicos del suelo y esto estuvo parcialmente relacionado con cambios en las propiedades del suelo inducidos por la cosecha; en este caso la pérdida de materia orgánica del suelo estuvo asociada con una reducción en la abundancia del grupo sucesional tardío del género *Russula* (Dickie *et al.* 2009).

La extracción de nutrientes del ecosistema en los troncos cosechados tiene el potencial de impactar sobre la capacidad productiva de los suelos, especialmente en suelos infértiles, como los que se encuentran en bosque de *N. truncata*. La extracción de los troncos rompe parte de una oscilación recíproca de nutrientes, que inicialmente fluye desde el suelo a los árboles vivos a través de la captación de nutrientes y luego desde los árboles al suelo a través de la muerte y descomposición de los árboles (Allen *et al.* 1997). Los árboles cosechables de *N. truncata* contienen 4 y 10 % de las reservas totales de N y P del ecosistema y 9, 19 y 26 % de las reservas de Mg, K y Ca intercambiable respectivamente (Hart *et al.* 2003, Clinton *et al.* 2005). Se ha demostrado que la selección en grupo aumenta las concentraciones de N y P foliar en las áreas cosechadas y esto se ha atribuido a un aumento en la tasa de mineralización y una disminución en la absorción de nutrientes (Smaill *et al.* 2009). Las concentraciones de Ca y Mg foliar parecen, sin embargo, disminuir en las selecciones en grupo en comparación con el bosque intacto, pero esto se considera un producto del aumento de la lixiviación (Smaill *et al.* 2009). Una pregunta central es si los aportes por procesos naturales pueden equilibrar la pérdida de nutrientes por cosecha de madera en áreas de selección en grupo. Clinton *et al.* (2005) concluyen que, con la excepción principal de P, los aportes de nutrientes serían suficientes para reemplazar la extracción asociada a la cosecha de selección en grupo en el bosque de *N. truncata*. Una observación a notar es la ausencia de raíces ectomicorrícicas de *Nothofagus* en aproximadamente el 30 % de muestras de suelo tomadas en áreas cosechadas. Esto indica cierto riesgo de que la escasez de inóculo de hongos ectomicorrícicos pueda limitar la regeneración futura en áreas cosechadas (figura 1) (Dickie *et al.* 2009).

Cosecha selectiva en un bosque de N. menziesii en Southland. Recientemente se ha implementado un sistema de cosecha selectiva en el bosque de *N. menziesii* que previamente fue sometido a corta en parches de 0,5 ha. Los fustes de *N. menziesii* identificados para la cosecha debían representar alrededor de 20 % del área basal de las zonas operables y fueron seleccionados en un rango de diámetros de modo que se mantuvo la estructura general de diámetros (figura 7). La cosecha generó considerable perturbación del suelo, pero se ha observado que esto reduce la

competencia con helechos y favorece así el establecimiento de plántulas. Todavía es pronto para evaluar los efectos de este sistema de cosecha, pero las siguientes son algunas preguntas centrales que necesitarán respuesta dentro de la próxima década. ¿Es suficientemente amplia la apertura del dosel resultante de la cosecha selectiva como para permitir el reclutamiento de *N. menziesii* al dosel? ¿O es la regeneración inhibida por la expansión lateral de copas de árboles lindantes con las aberturas de dosel y, en tal caso, cuán rápido es este proceso? ¿Es menor la invasión de malezas en el sistema de cosecha selectiva que en las cortas en parche de 0,5 ha previamente aplicadas en este bosque?

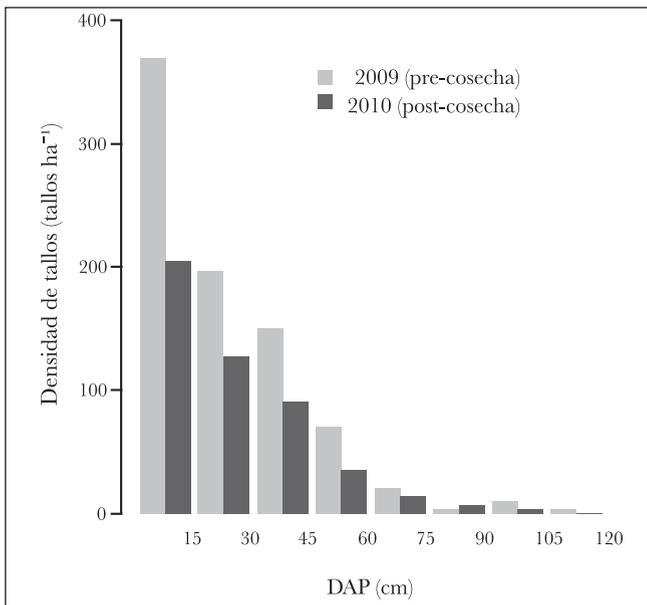


Figura 7. Distribución de diámetros de árboles de *N. menziesii* inmediatamente antes (2009) y después (2010) de una cosecha selectiva en un bosque de *N. menziesii* en Southland. Las distribuciones se basan en la remediación de seis parcelas de 0,05 ha que representan una muestra objetiva. Las parcelas fueron inicialmente “ocultas” y no se marcaron los árboles para no influir en la cosecha.

9.4 Discusión

El contraste de sitios cosechados con áreas no intervenidas permite derivar algunas conclusiones sobre el impacto de los sistemas de manejo de *Nothofagus* implementados en los últimos 20 años bajo la Ley de Bosques de Nueva Zelandia. Análisis cuantitativos muestran que, por lo general, las operaciones de cosecha no elevan las tasas de mortalidad de árboles remanentes (Wiser *et al.* 2005) y observaciones generales sugieren que, a excepción de la selección en grupo en bosque

de *N. solandri* var. *solandri*, por el momento los sistemas de manejo descriptos no han repercutido notablemente sobre la mortalidad de árboles residuales. En ciertas ocasiones, los sistemas de cosecha aplicados previamente en bosques de *Nothofagus* de Nueva Zelandia (Wardle 1984), e incluso algunos sistemas aplicados en otras regiones que aspiraban ser de bajo impacto (Thorpe *et al.* 2008), han resultado en aumentos alarmantes en la mortalidad de árboles en la década posterior a la cosecha. Las respuestas de crecimiento de árboles residuales de *Nothofagus* son variables y dependen de la especie, el tamaño del árbol, y las condiciones de sitio (Franklin y Beveridge 1977, Wiser *et al.* 2005, Richardson *et al.* 2011). La regeneración natural de *Nothofagus* generalmente ha sido prolífica luego de la cosecha de selección en grupo, y pareciera que la exigencia de que los renovales alcancen > 4 m de altura antes de que se puedan cosechar rodales contiguos, a menudo será cumplida en unos 10 años. Recientemente se ha revitalizado el interés en optimizar el crecimiento de los árboles y la calidad del producto maderable a través del raleo y poda de rodales secundarios (Easdale *et al.* 2010). La economía de estos manejos intermedios puede potencialmente reforzarse a través de los beneficios colaterales del secuestro de carbono (Sewell *et al.* 2010). Luego de la cosecha se han detectado respuestas marcadas en las comunidades de plantas de sotobosque (Wiser 2000) y de hongos micorrícicos (Dickie *et al.* 2009), pero la respuesta de especies exóticas fue variable y no siempre resultó en aumentos en su abundancia. La limitada respuesta de plantas exóticas a selecciones en grupo en bosques de *N. truncata* parece estar vinculada a suelos infértiles, mientras que es posible que en el bosque de *N. solandri* var. *solandri* la cosecha no genere nuevas oportunidades de establecimiento para especies exóticas exigentes de luz más allá de las asociadas al rápido recambio natural de los árboles del dosel.

Estos sistemas de manejo sólo han sido evaluados en una fase reducida del ciclo completo de manejo, y algunos de los temas aquí presentados deberán ser resueltos a través de monitoreo continuado y alineamiento de programas de investigación (Thorpe *et al.* 2008, Bauhus *et al.* 2009, Martínez-Pastur *et al.* 2010). Por ejemplo, sigue sin resolverse la pregunta de si el sistema de selección en grupo en bosque de *N. fusca* y *N. menziesii*, o de selección individual en bosques de *N. menziesii*, brindan aperturas de dosel adecuadas para la regeneración y crecimiento subsiguiente de árboles frente a la expansión lateral de copas de árboles residuales. Esto puede tener consecuencias importantes para la coexistencia de especies de árboles en bosques mixtos de *N. fusca* y *N. menziesii* (Stewart *et al.* 1991) así como sobre propiedades de los ecosistemas, tales como el almacenamiento de carbono. Por otra parte, la expansión lateral de las copas de árboles residuales contribuirá a restringir la invasión por plantas exóticas en áreas cosechadas. La comprensión de estos balances de costo y beneficio sólo será posible a través del continuo monitoreo de los ensayos existentes.

Una serie de disturbios de dosel de extensión e intensidad variable afectan los bosques en condiciones naturales, lo cual sugiere que los sistemas de manejo debieran también variar entre y dentro de rodales (Puettmann *et al.* 2009). La incorporación de cosechas de selección en grupo en bosques secundarios de *Nothofagus* relativamente coetáneos y en proceso de recuperación de disturbios previos puede conducir a que el bosque adquiera algunos atributos de bosque primario, tales como mayor complejidad estructural con regeneración variable y variación en el tamaño y edad de los árboles (Bauhus *et al.* 2009). Sin embargo, también hay indicios de que estos sistemas de manejo abren oportunidades para especies sucesionales tempranas de vida corta tales como “*tree fuschsia*” y “*wineberry*”, en lugar de favorecer especies sucesionales tardías y tolerantes a la sombra, a menudo asociadas con bosques maduros (Bauhus *et al.* 2009). Para evaluar el impacto de los sistemas de manejo sobre los valores naturales se necesita más investigación que contraste las consecuencias de varios disturbios sobre la coexistencia de especies de árboles, la estructura de la comunidad, el ciclo de nutrientes y la dinámica de carbono (Lindenmayer y McCarthy 2002).

Las respuestas de bosques de *Nothofagus* a un tipo particular de manejo reflejan, en parte, el contexto en el que se llevó a cabo el manejo. Por ejemplo, se han descrito diversos factores del manejo, tales como la fertilidad del suelo, que pueden influir en la respuesta de plantas exóticas. Otro caso es la variación en la intensidad de la competencia local entre árboles según la fertilidad del suelo; ésta parece ser más intensa en suelos fértiles que en suelos infértiles (Coomes y Allen 2007b, Baribault y Kobe 2011). Estos mecanismos pueden llegar a explicar por qué el crecimiento de árboles individuales tiene diferente relación con factores de crecimiento que varían dentro y entre rodales (Easdale *et al.* 2012). Los tipos de manejo aquí discutidos han sido en gran medida implementados en bosques dominados por *Nothofagus*. El desafío por comprender las consecuencias de diversas formas de manejo es aún mayor en el caso de bosques más complejos, donde *Nothofagus* coexiste con coníferas y otras angiospermas. Dada su compleja dinámica, los experimentos de campo serán siempre insuficientes para anticipar las consecuencias del manejo en escalas de tiempo relevantes a los procesos que se investigan. Recientes avances en la potencia de cálculo y el diseño de modelos de simulación basados en individuos brindan otra opción para evaluar los efectos a largo plazo resultantes del manejo de bosques (Coates *et al.* 2003, Kunstler *et al.* 2013).

AGRADECIMIENTOS

La investigación aquí resumida se benefició del apoyo financiero del antiguo Ministerio de Bosques, el Ministerio de Agricultura y Bosques, el Ministerio de Ciencia e Innovación (Contrato C09X0308), Timberlands West Coast, Lindsay y Dixon, y Landcare Research. Este trabajo resume el esfuerzo y contribución de

múltiples investigadores y técnicos tales como Gordon Baker, Udo Benecke, Peter Clinton, Sarah Richardson, David Coomes y Duane Peltzer, a quienes estamos muy agradecidos. El capítulo se benefició de comentarios de John Wardle y Peter Bellingham.

REFERENCIAS

- Allen RB, KH Platt. 1990. Annual seedfall variation in *Nothofagus solandri* (Fagaceae), Canterbury, New Zealand. *Oikos* 57:199-206.
- Allen RB, PW Clinton, MR Davis. 1997. Cation storage and availability along a *Nothofagus* forest development sequence in New Zealand. *Canadian Journal of Forest Research* 27:323-330.
- Allen RB, PJ Bellingham, SK Wiser. 1999. Immediate damage by an earthquake to a temperate montane forest. *Ecology* 80:708-714.
- Allen RB, SK Wiser, LE Burrows, M Brignall-Theyer. 2000. Silvicultural research in selected forest types: a black beech forest in Canterbury. Landcare Research Contract Report for the Ministry of Agriculture and Forestry, Wellington. 63 p.
- Allen RB, DA Norton. 2001. Disturbance ecology: a basis for sustainable forest management. In Stewart GH, U Benecke, J Hickey eds. Proceedings of a Symposium: Sustainable Management of Indigenous Forest. Christchurch, New Zealand. Wickliffe Press. p. 16-23.
- Allen RB, LE Burrows, DA Peltzer, SK Wiser. 2003. Ecological site classification of a red-silver beech forest. Landcare Research Contract Report for the Ministry of Agriculture and Forestry. 34 p.
- Allen RB, NWH Mason, SJ Richardson, KH Platt. 2012. Synchronicity, periodicity, and bimodality in inter-annual tree seed production along an elevation gradient. *Oikos* 121:367-376.
- Baribault T, R Kobe. 2011. Neighbour interactions strengthen with increased soil resources in a northern hardwood forest. *Journal of Ecology* 99(6):1358-1372.
- Bauhus J, K Puettmann, C Messier. 2009. Silviculture for old-growth attributes. *Forest Ecology and Management* 258:525-537.
- Benecke U. 1996. Ecological silviculture: the application of age old methods. *New Zealand Forestry* 41:27-33.
- Bengtsson J, SG Nilsson, A Franc, P Menozzi. 2000. Biodiversity, disturbances, ecosystem function and management of European forests. *Forest Ecology and Management* 132:39-50.
- Brignall-Theyer M, SK Wiser, U Benecke, G Baker. 2001. Progress report for group-selection research trials in beech forests at Granville and Station Creek, Westland. Landcare Research Contract Report for the Ministry of Agriculture and Forestry. 30 p.
- Clinton PW, MR Davis, P Hart, RB Allen. 2005. Research requirements to develop complete nutrient budgets for indigenous forests: a case study from hard beech forest, North-West Nelson. *New Zealand Journal of Forestry* 50:12-18.
- Coates DK, CD Canham, M Beaudet, DI Sachs, C Messier. 2003. Use of a spatially explicit individual-tree model (SORTIE/BC) to explore the implications of patchiness in structurally complex forest. *Forest Ecology and Management* 186:297-310.
- Coomes DA, RB Allen, WA Bently, LE Burrows, CD Canham, L Fagan, DM Forsyth, A Gaxiola-Alcantar, RL Parfitt, WA Ruscoe, DA Wardle, DJ Wilson, EF Wright. 2005. The hare, the tortoise, and the crocodile: the ecology of angiosperm dominance, conifer persistence and fern filtering. *Journal of Ecology* 93:918-935.

- Coomes DA, RB Allen. 2007a. Mortality and tree-size distributions in natural mixed-age forests. *Journal of Ecology* 95:27-40.
- Coomes DA, RB Allen. 2007b. Effects of size, competition and altitude on tree growth. *Journal of Ecology* 95:1084-1097.
- Coomes DA, G Kunstler, CD Canham, EF Wright. 2009. A greater range of shade-tolerance niches in nutrient-rich forests: an explanation for positive richness-productivity relationships? *Journal of Ecology* 97:705-717.
- Coomes DA, RJ Holdaway, RB Allen, RK Kobe, E Lines. 2012. A general integrative framework for modelling woody biomass production and carbon sequestration rates in forests. *Journal of Ecology* 100:42-64.
- Dickie IA, SJ Richardson, SK Wiser. 2009. Ectomycorrhizal fungal communities and soil chemistry in harvested and unharvested temperate *Nothofagus* rainforests. *Canadian Journal of Forest Research* 39:1069-1079.
- Dyer JH, ST Gower, JA Forrester, CG Lorimer, DJ Mladenoff, JI Burton. 2010. Effects of selective tree harvests on aboveground biomass and net primary productivity of a second-growth northern hardwood forest. *Canadian Journal of Forest Research* 40:2360-2369.
- Easdale TA, K Drew, D Henley, G Baker. 2010. Effects of thinning on growth of red beech and hard beech. Landcare Research Contract Report for Ministry of Agriculture and Forestry. 24 p.
- Easdale TA, RB Allen, DA Peltzer, JM Hurst. 2012. Size-dependent growth responses to competition and environment in *Nothofagus menziesii*. *Forest Ecology and Management* 270: 223–231.
- Efford M. 1999. Analysis of a model currently used for assessing sustainable yield in indigenous forests. *Journal of the Royal Society of New Zealand* 2(29):175-184.
- Forsyth DM, JM Wilmshurst, RB Allen, DA Coomes. 2010. Have deer replaced moa? A review of the impacts of introduced deer on New Zealand ecosystems. *New Zealand Journal of Ecology* 34(1):48-65.
- Franklin DA, AE Beveridge. 1975. Forest management and research in indigenous production forests. *New Zealand Journal of Forestry* 20:63-71.
- Franklin DA, AE Beveridge. 1977. Notes on the silviculture of red and silver beech. In Chavasse CGR ed. New Zealand Institute of Foresters (Inc.) Forestry Handbook. Rotorua Printers. p. 130-135.
- Gea-Izquierdo G, G Martínez Pastur, JM Cellini, MV Lencinas. 2004. Forty years of silvicultural management in southern *Nothofagus pumilio* primary forests. *Forest Ecology and Management* 201:335-347.
- Gillman LN. 2008. Assessment of sustainable forest management in New Zealand indigenous forest. *New Zealand Geographer* 64:57-67.
- Jones TA, GM Domke, SC Thomas. 2009. Canopy tree growth responses following selection harvest in seven species varying in shade tolerance. *Canadian Journal of Forest Research* 39(2):430-440.
- Hart PBS, PW Clinton, RB Allen, AH Nordmeyer, G Evans. 2003. Biomass and macro-nutrients (above- and below-ground) in a New Zealand beech (*Nothofagus*) forest ecosystem: implications for carbon storage and sustainable forest management. *Forest Ecology and Management* 174:281-294.
- Hawes P, PA Memon. 1998. Prospects for sustainable management of indigenous forests on private land in New Zealand. *Journal of Environmental Management* 52(2):113-130.

- Hurst JM, SJ Richardson, SK Wiser, RB Allen. 2007. Growth, mortality and recruitment of New Zealand's indigenous timber species. Landcare Research Contract Report for the Ministry of Agriculture and Forestry. 59 p.
- Hurst JM, RB Allen, DA Coomes, RP Duncan. 2011. Size-specific tree mortality varies with neighbourhood crowding and disturbance in a montane *Nothofagus* forest. *PLOS One* 6(10): e26670.
- Hurst JM, GH Stewart, GLW Perry, SK Wiser, DA Norton. 2012. Determinants of tree mortality in mixed old-growth *Nothofagus* forest. *Forest Ecology and Management* 270:189-199.
- Kunstler G, RB Allen, DA Coomes, CD Canham, EF Wright. 2007. Long-term harvesting of podocarps. Landcare Research Contract Report for the Ministry of Agriculture and Forestry. 29 p.
- Lindenmayer D, JF Franklin. eds. 2013. Sustainable management, earthquake disturbances, and transient dynamics: modelling timber harvesting impacts in mixed-species forests. *Annals of Forest Science* 70(3):287-298.
- Lindenmayer D, M McCarthy. 2002. Congruence between natural and human forest disturbance: a case study from Australian montane ash forests. *Forest Ecology and Management* 155:319-335.
- Martínez-Pastur GJ, MV Lencinas, PL Peri, JM Cellini, A Moretto. 2010. Investigación sobre manejo forestal a largo plazo en Patagonia Sur - Argentina: Lecciones del pasado, desafíos del presente. *Revista Chilena de Historia Natural* 83: 159-169.
- Mason EG. 2000. Evaluation of a model beech forest growing on the West Coast of the South Island of New Zealand. *New Zealand Journal of Forestry* 44:26-31.
- McGlone M, R Dungan, GMJ Hall, RB Allen. 2004. Winter leaf loss in the New Zealand woody flora. *New Zealand Journal of Botany* 42(1):1-19.
- Ministry of Agriculture and Forestry. 2009. Standards and Guidelines for the Sustainable Management of Indigenous Forests. Management (4th ed). Wellington, New Zealand. Ministry of Agriculture and Forestry. 219 p.
- O'Loughlin CL, AJ Pearce. 1976. Influence of cenozoic geology in mass movement and sediment yield response to forest removal, North Westland, New Zealand. *Bulletin of the International Association of Engineering Geology* 14:41-46.
- Platt KH, RB Allen, DA Coomes, SK Wiser. 2004. Mountain beech seedling responses to removal of below-ground competition and fertiliser addition. *New Zealand Journal of Ecology* 28:289-293.
- Promis A, G Cruz, A Reif, S Gartner. 2008. *Nothofagus betuloides* (Mirb.) Oerst 1871 (Fagales: Nothofagaceae) forests in Southern Patagonia and Tierra del Fuego. *Anales Instituto Patagonia (Chile)* 36:53-68.
- Puettmann KJ, KD Coates, C Messier. 2009. A Critique of Silviculture: Managing for Complexity. Washington DC, USA. Island Press. 206 p.
- Richardson SJ, JM Hurst, TA Easdale, SK Wiser, AD Griffiths, RB Allen. 2011. Diameter growth rates of beech (*Nothofagus*) trees around New Zealand. *New Zealand Journal of Forestry* 56:3-11.
- Roche M. 1990. History of New Zealand Forestry. Wellington, New Zealand. GP Print. 466 p.
- Searle G. 1975. Rush to Destruction: An Appraisal of the New Zealand Beech Forest Controversy. Wellington, New Zealand. A.H. et A.W. Reed. 217 p.
- Sewell AC, D Evison, EG Mason, TA Easdale. 2010. Economic returns from thinning silver beech in Alton Forest, Southland. School of Forestry contract report for Landcare Research 22 p.
- Smaill SJ, PW Clinton, RB Allen. 2009. Inter-specific variation in foliar nutritional responses to disturbance by small-coupe harvesting varies with landscape position. *Forest Ecology and Management* 258:2382-2387.

- Smaill SJ, PW Clinton, RB Allen, MR Davis. 2011. Climate cues and resources interact to determine seed production by a masting species. *Journal of Ecology* 99(3): 870-877.
- Smale MC, CD van Oeveren, CD Gleason, MO Kimberley. 1987. Dynamics of even-aged *Nothofagus truncata* and *N. fusca* stands in North Westland, New Zealand. *New Zealand Journal of Forestry Science* 17:12-28.
- Spence LA, IA Dickie, DA Coomes. 2011. Arbuscular mycorrhizal inoculum potential: a mechanism promoting positive diversity–invasibility relationships in mountain beech forests in New Zealand? *Mycorrhiza* 21:309-314.
- Stewart GH, AB Rose. 1990. The significance of life-history strategies in the developmental history of mixed beech (*Nothofagus*) forests, New Zealand. *Vegetatio* 87:101-114.
- Stewart GH, AB Rose, TT Veblen. 1991. Forest development in canopy gaps in old-growth beech (*Nothofagus*) forests, New Zealand. *Journal of Vegetation Science* 2:679-690.
- Tabor J, C McElhinny, J Hickey, J Wood. 2007. Colonisation of clearfelled coupes by rainforest tree species from mature mixed forest edges, Tasmania, Australia. *Forest Ecology and Management* 240:13-23.
- TACCRA 2004. Regeneration and growth of silver beech in Southland forests. TACCRA Ltd Contract Report for the Ministry of Agriculture and Forestry. 26 p.
- Thorpe HC, SC Thomas, JP Caspersen. 2008. Tree mortality following partial harvests is determined by skidding proximity. *Ecological Applications* 18(7):1652-1663.
- Veblen TT, RS Hill, J Reid. eds. 1996. The Ecology and Biogeography of *Nothofagus* Forests. New Haven, Connecticut. Yale University Press. 403 p.
- Wardle JA. 1983. An ecological basis for beech management in New Zealand. *New Zealand Journal of Forestry* 28(3):292-299.
- Wardle JA. 1984. The New Zealand Beeches. Christchurch, New Zealand. New Zealand Forest Service. 447 p.
- Wiser SK, RB Allen, PW Clinton, KH Platt. 1998. Community structure and forest invasion by an exotic herb over 23 years. *Ecology* 79:2071-2081.
- Wiser SK. 2000. Exotic plants in *Nothofagus* forests managed sustainably for timber production in New Zealand. In Stewart GH, U Benecke, J Hickey eds. Proceedings of a Symposium: Sustainable Management of Indigenous Forest. Christchurch, New Zealand. Wickliffe Press. p. 88-95.
- Wiser SK, RB Allen, U Benecke, G Baker, DA Peltzer. 2005. Tree growth and mortality after small-group harvesting in New Zealand old-growth *Nothofagus* forests. *Canadian Journal of Forest Research* 35:2323-2331.
- Wiser SK, G Baker, U Benecke. 2007. Regeneration of red and silver beech: How important is the size of harvested area? *New Zealand Journal of Forestry* 52:31-35.
- Wiser SK, JM Hurst, EF Wright, RB Allen. 2011. New Zealand's forest and shrubland communities: a quantitative classification based on a nationally representative plot network. *Applied Vegetation Science* 14:505-523.

PARTE 5

CONCLUSIONES

Capítulo 10

Conclusiones: Síntesis y Desafíos para el desarrollo de la Silvicultura de los Bosques Nativos de Chile

*Conclusions:
Synthesis and challenges for the development of silviculture in the
Chilean native forests*

PABLO DONOSO H Y ÁLVARO PROMIS B

La realización del coloquio de silvicultura de los bosques nativos de diciembre del 2011, que ha tenido como resultado el presente libro, permitió tener una visión del estado actual de la investigación en esta disciplina en Chile y, en parte, en bosques de *Nothofagus* de Argentina y Nueva Zelandia. En la convocatoria inicial al coloquio, los editores hicimos un gran esfuerzo para efectivamente invitar a todos aquellos profesionales en Chile, principalmente ligados a instituciones de investigación, que se encontraban haciendo investigación especialmente en temas de ecología forestal aplicada o silvicultura, ya sea en bosques nativos o plantaciones con especies nativas. Los capítulos de este libro, que incluyen ocho de los once trabajos que fueron presentados en el coloquio, incluyendo dos de investigaciones en el extranjero, reflejan que somos pocos los que estamos conduciendo investigación en los temas mencionados. Considerando las millones de hectáreas de bosques nativos que requieren de propuestas silviculturales económicamente atractivas para sus propietarios y ecológicamente sólidas para sustentar los servicios ecosistémicos que los bosques proveen, y las millones de hectáreas de bosques degradados que requieren urgentemente ser recuperados también por motivos económicos y ambientales, es muy pequeña la masa crítica de investigadores en la ciencia fundamental vinculada a la creación, recuperación y manejo de los bosques, es decir la silvicultura.

En términos cualitativos nos sentimos satisfechos de observar que se está avanzando en distintos aspectos de la silvicultura de los bosques nativos de Chile, desde la regeneración hasta la generación de herramientas para el apoyo de la gestión silvícola, y que se está cubriendo un amplio rango geográfico que representa a distintos tipos de

bosques nativos, desde la región mediterránea hasta la región austral. Los capítulos ilustran el alto interés que hay y ha habido en estudiar los bosques de *Nothofagus* (en Chile, Argentina y Nueva Zelandia), pero también el interés que concitan aquellos dominados por otras especies de alto potencial productivo como quillay y canelo, los de la Región del Maule con ruil y hualo, especies que se encuentran en delicados estados de conservación, y los bosques del tipo forestal Siempreverde, que es donde hay un gran potencial para la silvicultura multietánea. También algunos capítulos del libro muestran la relevancia de contar con buenas herramientas para el apoyo de la gestión silvícola, además de la necesidad de desarrollar una metodología y plataforma de sistematización de la información y de estudios existentes sobre los bosques nativos y la silvicultura aplicada a ellos. Esto permitiría acceder y compartir la información generada, especialmente de proyectos de investigación y desarrollo que han sido llevados a cabo con fondos públicos. Considerando que cada uno de los 12 tipos forestales de Chile requiere de medidas de conservación propias, y que para la mayoría de estos tipos hay demandas de productos forestales madereros y no madereros, es un buen punto de partida saber que hay investigadores estudiando la silvicultura o el potencial silvícola de varios tipos forestales, y tener propuestas para una mejor gestión de los bosques nativos potencialmente sometidos a manejo. Estas investigaciones son una contribución relevante al conocimiento, pero también una ayuda fundamental para la toma de decisiones relativas a la actualización o mejoramiento de normativas vinculadas a la silvicultura de bosques nativos.

Como decíamos en la introducción, las nuevas generaciones interesadas en la conservación de bosques tienden a orientarse hacia disciplinas distintas a la de la silvicultura, la esencia de la ingeniería forestal, ya que visualizan que se podrían vincular más directamente a la conservación de los bosques a través de otras disciplinas alternativas. Además, ya a nivel académico en esas disciplinas alternativas hay mayor financiamiento que para investigaciones en silvicultura, que por lo demás es una disciplina que para lograr resultados sólidos con respecto a sus efectos en los bosques requiere de plazos largos. El resultado es que se observa un escaso interés entre estudiantes de postgrado e investigadores por realizar investigaciones en silvicultura de bosques nativos. Por eso para los investigadores en silvicultura fue una gran noticia que surgiera el Fondo de Investigación en bosque nativo de la ley 20.283 sobre recuperación del bosque nativo y fomento forestal. Probablemente ha pasado muy poco tiempo para identificar en qué medida está aumentando la investigación en silvicultura de los bosques nativos a partir de este fondo, pero como se vio en la Introducción, hasta la fecha este fondo ha destinado una gran cantidad de recursos hacia disciplinas que, en general, tienen un efecto más marginal en cuanto a promover un buen manejo de los bosques nativos. Es fundamental entonces que con éste y otros fondos se vean incrementadas los estudios en silvicultura de los bosques nativos, lo cual debería traducirse en más investigadores y más investigación

en ecología forestal aplicada y silvicultura en los distintos tipos forestales y sitios que éstos ocupan. Ojalá así sea, ya que la silvicultura es un aporte fundamental a la conservación, especialmente en ambientes con diversos tipos y magnitudes de uso o presión sobre los bosques.

En síntesis, es relevante que los investigadores en silvicultura de los bosques nativos se consoliden como grupo científico y tengan mayor proyección e influencia, con el fin de incrementar las investigaciones en estos bosques. Ese fue uno de los objetivos fundamentales del coloquio que dio origen a este libro. Esto es importante para aumentar la masa crítica necesaria para abordar muchos temas y necesidades no cubiertas aún en relación a la silvicultura de distintos tipos forestales en distintos estados de desarrollo, y para la restauración de miles (o tal vez millones) de hectáreas de bosques degradados (donde la silvicultura es la ciencia fundamental para apoyar este proceso) y de bosques adultos a partir del manejo de bosques secundarios. El aumento de investigaciones e investigadores debe ir acompañado de un incremento en el establecimiento y monitoreo de parcelas permanentes y demostrativas para mostrar ejemplos de buen manejo de bosques y de la diversidad de bienes y servicios posibles de obtener. La casi nula presencia de parcelas permanentes demostrativas a lo largo y ancho del territorio y de sus distintos tipos forestales es una enorme deuda del sector forestal para con propietarios de bosques interesados en un buen manejo de éstos. Es decir, la integración, el desarrollo y la proyección de las investigaciones en bosques nativos son los aspectos fundamentales con que podemos contribuir los investigadores para un mejor futuro del bosque nativo en Chile, lo que significa mejorar cualitativa y cuantitativamente los bienes y servicios posibles de obtener de éstos.

Es un desafío además que los investigadores generemos un mayor acercamiento con los distintos actores relevantes del sector forestal, incluyendo por cierto a las autoridades y legisladores sectoriales. También es un desafío incorporar en las próximas reuniones a más investigadores en silvicultura de los bosques nativos, promoviendo que esta disciplina trascienda de las universidades y se proyecte con más fuerza en instituciones públicas, ONGs y empresas forestales que trabajan con bosques nativos o que tienen un importante patrimonio de bosques nativos, como son las grandes empresas forestales de Chile. Este sería un salto relevante y es un importante llamado para el próximo coloquio de silvicultura de bosques nativos, ya que de esta manera se podrá tener una discusión más enriquecedora, con distintas opiniones y visiones del sector forestal relativo a los bosques nativos, que identifiquen más claramente las oportunidades y limitaciones para el desarrollo de esta disciplina. Al mismo tiempo, esta interacción con otros actores permitiría identificar mejores iniciativas para transferir la investigación hacia propuestas prácticas y técnicas, es decir mostrar, enseñar y divulgar conceptos de sustentabilidad asociados a las prácticas silviculturales en bosques nativos.

Conclusiones

Creemos que lo señalado nos permite estar satisfechos en cuanto a que hemos cumplido los objetivos propuestos. El último de nuestros objetivos, pero no por ello menos importante, señala la necesidad de desarrollar una serie periódica de libros como el actual sobre investigaciones en Silvicultura de Bosques Nativos en el Cono Sur. La idea, y el compromiso adquirido durante el coloquio, fue turnar la responsabilidad editorial para la elaboración de estos libros. En consecuencia esperamos que eso se cumpla, ya que creemos que esta será una gran contribución para la conservación de nuestros valiosos bosques nativos de Chile, ello por el rol fundamental de la silvicultura en la conservación de los bosques. Como dice uno de nuestros colegas extranjeros en este libro, la investigación científica debe brindar las herramientas necesarias para alcanzar un manejo sostenible por parte de los usuarios de bosques, y debe aportar a una efectiva implementación de las leyes desarrolladas para fomentar el buen uso de los bosques nativos. Esas son nuestras metas.

Este libro es el resultado final de un encuentro de investigadores en silvicultura de distintos centros de investigación de Chile, Argentina y Nueva Zelanda, el que fue celebrado en la primavera del año 2011. Los capítulos abordan investigaciones en silvicultura en bosques nativos en estos países, y temáticas sobre biometría y herramientas de gestión para la silvicultura en Chile. Nuestro fin último, al que creemos haber contribuido, es relevar la importancia de fortalecer la ciencia de la silvicultura de bosques nativos como clave para la conservación de éstos en Chile. En este sentido nuestro encuentro terminó con el planteamiento de algunos desafíos relacionados con la silvicultura de los bosques nativos, los que incluyeron la necesidad de (1) incrementar los estudios en silvicultura de los bosques nativos, con más investigadores y parcelas permanentes y demostrativas, y (2) generar un mayor acercamiento de los investigadores con los distintos actores relevantes del sector forestal, incluyendo por cierto a las autoridades y legisladores sectoriales.

Un compromiso fundamental adquirido fue que ésta será una serie periódica de libros sobre investigaciones en Silvicultura de Bosques Nativos en el Cono Sur. Con ello queremos contribuir a que, como dice uno de nuestros colegas extranjeros en este libro, la investigación brinde las herramientas necesarias para alcanzar un manejo sostenible por parte de los usuarios de bosques, y sea un aporte a una efectiva implementación de las leyes desarrolladas para fomentar el buen uso de los bosques nativos.



Universidad Austral de Chile
Facultad de Ciencias Forestales y Recursos Naturales



Universidad de Concepción



UNIVERSIDAD
CATÓLICA DE
TEMUCO



chagual
JARDIN BOTANICO
DE SANTIAGO