



**UNIVERSIDAD NACIONAL DEL COMAHUE
Centro Regional Universitario Bariloche**

**ASPECTOS ECOLÓGICOS DEL
MANEJO PRODUCTIVO
DE BOSQUES PUROS Y DENSOS DE
*Austrocedrus chilensis***

Por Miriam E. Gobbi

Director: Dr. Tomas Schlichter

**Trabajo de Tesis para optar al título de
Doctora en Ciencias Biológicas**

1999

***La página escrita nunca recuerda todo lo que se ha intentado,
sino lo poco que se ha logrado.***

Antonio Machado

**A mis padres, Kuky y Mario,
A mi compañero, Marcelo,
A mis hijos, Maximiliano y Rodrigo
por ser mis raíces, mi sostén y mis frutos..**

Aspectos Ecológicos del Manejo Productivo de Bosques Puros y Densos de *Austrocedrus chilensis*.

Miriam E. Gobbi.

RESUMEN

Los bosques de *Austrocedrus chilensis* de la región Andinopatagónica constituyen un importante recurso forestal debido a la extensión que abarcan, la accesibilidad a los rodales, su alta productividad potencial y la muy buena calidad y diversidad de usos de su madera. Por esto, las intervenciones forestales de tipo extractivo constituyen una práctica común en los bosques puros y densos de esta especie.

El objetivo general de esta tesis es contribuir al manejo sustentable de los bosques puros y densos de *A. chilensis* a través de la generación de información ecológica acerca de los efectos del manejo forestal sobre el suelo, la regeneración y la composición y estructura del sotobosque.

El estudio se realizó en parcelas control y en parcelas con intervenciones forestales moderadas, ubicadas en cuatro sitios: Los Cipreses, Rodal 72 de Loma del Medio, Rodal 11 de Loma del Medio y El Guadal.

Los suelos de los sitios estudiados son de origen volcánico (Andisoles), con variaciones en el nivel de fertilidad y régimen hídrico, dependiendo del tipo de material originario (cenizas o arenas volcánicas). Las intervenciones sólo alteraron i) algunos parámetros químicos y físico-químicos de fertilidad del suelo, en el sitio con suelo derivado de arenas volcánicas, de menor disponibilidad de nutrientes y agua, y ii) el régimen hídrico, en el sitio con fertilidad del suelo y densidad arbórea intermedia.

Las modificaciones provocadas a nivel de micrositos dependieron del tipo y de la intensidad de las intervenciones. La combinación de raleos con remoción del sotobosque redujeron la cobertura de los musgos sobre el suelo, aumentaron la cobertura del sotobosque bajo y, cuando los raleos fueron más intensos, también la del sotobosque alto.

El modo regenerativo de *A. chilensis* correspondió al de fase de claros a escala fina y el nicho regenerativo se asoció al dosel arbóreo intermedio o a pequeños claros, con baja abundancia de

hojarasca de esta especie y alta cobertura de herbáceas y de musgos, durante el verano, y a alta cobertura de arbustos, durante el invierno. Las intervenciones afectaron las primeras etapas de la regeneración temprana pero no las últimas (plántulas con hojas diferenciadas).

Los renovales de *A. chilensis* se asociaron, principalmente, a la cobertura de arbustos. El efecto sobre la abundancia de renovales (regeneración tardía) se circunscribió a las intervenciones con remoción del sotobosque. No se registraron efectos de las intervenciones sobre el crecimiento de renovales.

Independientemente del tipo de intervención, no se registraron pérdidas de especies nativas en el sotobosque. Las parcelas en que sólo se implementaron raleos reflejaron la fisonomía y la composición específica del sotobosque precedente. En las parcelas con remoción del sotobosque y eventualmente poda, aumentó la cobertura, riqueza y diversidad de especies, principalmente por el ingreso de especies propias de ambientes próximos mas abiertos, se redujo la dominancia y aumentó la importancia de las codominantes.

La información contenida en este estudio permitirá la toma de decisiones sobre el manejo forestal sustentable de bosques puros y densos de *A. chilensis* considerando el mantenimiento de su capacidad reproductiva y conservando la biodiversidad y la circulación de nutrientes.

Esta tesis fue financiada por subsidios y partidas de formación de recursos humanos otorgados por la Universidad Nacional del Comahue.

Ecological aspects of management of *Austrocedrus chilensis* compact forests.

Miriam E. Gobbi

Abstract

Austrocedrus chilensis forests (ciprés de la cordillera) of the Andean-Patagonian Region represent an important economical resource due to their extension, accessibility, high potential productivity and high quality and use diversity of timber. Consequently, compact forests of this species are commonly affected by extractive management practices.

Main objective of this work was to contribute to the sustainable management of compact *A. chilensis* forests through the study of the effects of moderate forestry practices on soil fertility, regeneration and understory composition and structure.

The study was conducted on control and moderate managed plots in four sites near to Esquel (Los Cipreses) and to El Bolsón (Rodal 72 and Rodal 11 in Loma del Medio, and El Guadal).

Soils of the studied sites are Andisols (volcanic soils), with different fertility levels and water dynamics depending on the type of parent material, i.e., volcanic ashes or sands. Moderate management practices only affected (i) some chemical and physical-chemical parameters in the site with soils derived from volcanic sands (El Guadal), characterized by low nutrient and water availability, and (ii) water dynamics in the site of intermediate grade of soil fertility and tree density (Rodal 72).

The effects at microsite level depended on the type and intensity of management. Thinning combined with understory removal reduced the soil moss cover, increased the lower understory and, intense thinning increased also the upper understory.

The regenerative mode of *A. chilensis* corresponded to fine-scale gap-phase and regeneration niche can be characterized by moderate-to-high light environment, soil cover through low *A. chilensis* litter cover and high mosses, herbs and *N. antarctica* litter cover in summer. In winter, survival is associated with the presence of shrubs, due to possible nurse-shrub syndrome.

A. chilensis saplings were associated to the shrub cover. Management effects on sapling abundance (late regeneration) were limited to the practices including understory removal. No effects on sapling growth were observed.

No losses of understory native species were detected regardless the type of management. Plots affected only by thinning reflected the physiognomy and specific composition of the previous understory. In the plots with understory removal and eventually thinning, cover and species richness and diversity increased (mainly due to the entry of species characteristics of more open, near sites), the dominance was reduced and the importance of codominants increased.

Results of the present study offer guidelines on the sustainable management of compact *A. chilensis* forests, taking into account the maintenance of their reproductive capacity, biodiversity and nutrient cycling.

INDICE

Resumen	i
Abstract	iv
Indice	vii
Introducción	
Introducción general	1
Características generales de los bosques de <i>Austrocedrus chilensis</i>	4
Antecedentes del uso de los bosques de <i>Austrocedrus chilensis</i>	8
Hipótesis	14
Objetivos y organización de la tesis	15
Bibliografía	19
I- Area de Estudio.	
I.1- Descripción de los sitios de estudio.	29
Bibliografía	41
II- Efectos del manejo productivo de Bosques Puros Densos de <i>Austrocedrus chilensis</i> en la fertilidad y régimen hídrico de los suelos.	
II.1- Introducción	44
II.2- Metodología	46
II.2.1- Muestreo a campo	46
II.2.2- Mediciones de laboratorio	48
II.2.2.1- Análisis físicos, físico-químicos y químicos	48
II.2.2.2- Ensayos de mineralización potencial	49
II.2.3- Análisis de datos	50
II.3- Resultados	50

II.3.1- Características de los suelos en las parcelas control.	50
II.3.2- Efecto de las prácticas forestales	60
II.4- Discusión	63
II.4.1- Fertilidad de suelos	63
II.4.2- Régimen hídrico	71
Bibliografía	76
III- Efectos del manejo productivo de bosques puros y densos de <i>Austrocedrus chilensis</i> sobre la regeneración.	
III.1- Introducción	84
III.2- Metodología	87
III.2.1- Estudios a campo	87
III.2.1.1- Abundancia de plántulas de <i>A. chilensis</i> y caracterización de las condiciones microambientales.	87
III.2.1.2- Supervivencia de plántulas de <i>A. chilensis</i> .	89
III.2.2- Análisis estadístico.	91
III.3- Resultados.	97
III.3.1- Abundancia de plántulas de <i>A. chilensis</i> y condiciones de micrositio.	97
III.3.2- Análisis general de la supervivencia.	102
III.3.2.1- Supervivencia al verano.	103
III.3.2.2- Supervivencia al invierno.	106
III.3.3- Las condiciones de micrositio y las intervenciones con fines maderables.	107
III.4- Discusión.	114
III.4.1- Condiciones de micrositio y regeneración de <i>A. chilensis</i> .	114
III.4.2- Efectos del manejo sobre la regeneración y las condiciones de micrositio.	118

Bibliografía.	122
IV- Respuesta de los Renovales de <i>Austrocedrus chilensis</i> a las intervenciones forestales.	
IV.1- Introducción	129
IV.2- Metodología	132
IV.2.1- Estudios de campo: abundancia de renovales de <i>A. chilensis</i> y caracterización de las condiciones microambientales	132
IV.2.2- Análisis estadístico	134
IV.3- Resultados	135
IV.3.1- Los renovales de <i>A. chilensis</i> en las parcelas sin intervención	135
IV.3.2- Respuesta de los renovales de <i>A. chilensis</i> a las intervenciones extractivas	138
IV.4- Discusión	143
Bibliografía	147
V- Respuesta del sotobosque de <i>Austrocedrus chilensis</i> a las intervenciones extractivas	
V.1- Introducción	150
V.2- Metodología	154
V.2.1- Estudios de campo	154
V.2.2- Análisis de datos	155
V.3- Resultados	160
V.3.1- Caracterización del sotobosque en las parcelas control	160
V.3.2- Efectos de las intervenciones sobre el sotobosque	167
V.3.2.1- Luminosidad	167

V.3.2.2- Fisonomía de la comunidad: cambia la cobertura del sotobosque?	168
V.3.2.3- Composición de la comunidad: cambian la riqueza y la diversidad de especies?	168
V.3.2.4- Efecto de las intervenciones sobre las especies en particular	170
V.3.2.5- Respuesta de las especies exóticas a las intervenciones forestales	175
V.4- Discusión	177
V.4.1- Cambia la fisonomía y la composición del sotobosque en respuesta a las intervenciones forestales de tipo extractivo?	177
V.4.2- Las intervenciones forestales aumentan la susceptibilidad a la introducción de especies exóticas?	180
Bibliografía	184
VI- Conclusiones	
VI.1- Conclusiones generales	191
Bibliografía	199
Indice de Tablas	201
Indice de Figuras	202
Agradecimientos	206

INTRODUCCION

INTRODUCCION GENERAL

Los bosques, que han tenido una muy larga historia de interacciones con la especie humana, son una importante reserva de biodiversidad y mantienen funciones ecosistémicas críticas para la biosfera. La mayoría de ellos ($\approx 70\%$) son bosques naturales y presentan algún tipo de actividad humana como extractivismo, agroforestería, caza, turismo y actividades recreativas (Noble & Dirzo 1997).

La presión humana sobre los bosques para extraer madera y leña se incrementa a una tasa de $1,5\%$ anual y las plantaciones forestales, que representan aproximadamente la tercera parte de la superficie de bosques intensamente manejados con fines de obtener bienes y/o servicios, no compensan las pérdidas. La superficie con nuevas plantaciones sólo representan el 10% de la superficie deforestada anualmente (Food and Agriculture Organization 1997). Los países con mayor tasa de plantación, forestan con especies exóticas de rápido crecimiento. Estas, si bien pueden contribuir a reducir la presión sobre el bosque nativo, no producen los mismos efectos ecológicos que el mismo.

La silvicultura puede ser definida como una serie controlada de disturbios ecológicos (intervenciones forestales) que, a través de la utilización de las

estrategias de regeneración natural de las plantas, intenta crear o mantener una específica composición del bosque y una determinada estructura del rodal (Wagner y Zasada 1991). En los últimos años, el manejo forestal basado en el concepto de sustentabilidad incluye la conservación de la biodiversidad, la producción continua de bienes y servicios y el mantenimiento de aspectos estructurales y funciones ecológicas.

Las intervenciones forestales de tipo extractivo pueden ser consideradas como disturbios porque implican la remoción total o parcial (Grime 1979) de uno o varios compartimentos del bosque, generando nuevos recursos o cambiando la disponibilidad de los preexistentes (Fox & Fox 1986).

La reducción de la cobertura arbórea puede causar importantes cambios en el comportamiento hidrológico de las cuencas, incrementar la temperatura del agua, la concentración de nutrientes como fósforo y nitrógeno (Ahtiainen 1992) y la de materia orgánica (Hovi 1988), afectando la productividad de estos ambientes (Holopainen et al. 1989; Huttunen et al. 1988).

La recuperación de la vegetación con posterioridad a una intervención forestal depende, principalmente, de:

i) las características propias del sitio (Spurr & Barnes 1980; Rogers 1996; Kozlowski & Pallardy 1997), como pendiente, exposición, vientos y régimen de precipitaciones,

ii) las características del disturbio, como tipo, intensidad, frecuencia y extensión (White & Pickett 1985; Rogers 1996),

iii) las características ecológicas de las especies del bosque (Wagner & Zasada 1991; Coates et al. 1991), que se pueden explicar a dos escalas:

iii-1) a nivel de la o las especies dominantes, según sean tolerantes o no a la sombra. Se ha sugerido que los bosques con especies dominantes tolerantes deben ser intervenidos con raleos leves, donde se extraigan pocos árboles y la apertura del dosel arbóreo sea baja. Por el contrario, las especies intolerantes pueden ser manejadas con raleos que produzcan grandes claros. Cuando el bosque es mixto, el tipo de manejo debe ser una combinación de ambos (Runkle 1985),

iii-2) a nivel de la comunidad de plantas en general, que se relaciona con el mantenimiento de la biodiversidad, se proponen métodos de intervención que reflejen el grado de influencia de otro tipo de disturbios en el bosque. Por ejemplo, Rülcker et al. (1994) propone que bosques adaptados a fuegos frecuentes pueden ser cosechados con métodos similares a la tala rasa, mientras aquellos que no han tenido una

historia de fuegos deberían ser cosechados con métodos selectivos.

CARACTERISTICAS GENERALES DE LOS BOSQUES DE *Austrocedrus chilensis*.

Los bosques templados sudamericanos, ubicados al sur de Chile y Argentina, a ambos lados de la Cordillera de los Andes, abarcan una superficie aproximada de 120.000 km² (Donoso Zegers 1993). Cubren una angosta franja que limita al norte con el bosque subtropical de xerófitas y durifoliadas, al este con la estepa y semidesierto patagónico y al oeste y al sur con el Océano Pacífico y el mar Antártico respectivamente (Hueck 1978; Donoso Zegers 1993). Estos bosques son de gran valor porque:

- i) poseen una alta heterogeneidad de hábitats, consecuencia de un fuerte gradiente ambiental, de la topografía quebrada y de un régimen de perturbaciones a gran escala (Fuentes Quezada 1994; Veblen et al. 1995a)
- ii) actúan como protectores de suelos y de cuencas, ya que se desarrollan en zonas montañosas y, en general, con altas precipitaciones (Dimitri 1972; Donoso Zegers 1981a; Fuentes Quezada 1994),

- iii) constituyen reservorios de biodiversidad por la abundancia de endemismos, relacionados con su condición de insularidad (Armesto et al. 1995; Arroyo et al. 1995),
- iv) contienen especies de alto valor cultural, paisajístico y económico (Dimitri 1972; Donoso Zegers 1993; Donoso Zegers & Lara 1995; Lara et al. 1995; Smith-Ramirez 1995),
- v) presentan ecosistemas de alta productividad (Donoso Zegers 1993; Donoso Zegers & Lara 1995).

De las nueve especies de coníferas presentes en la región, *Austrocedrus chilensis* (D.Don) Pic. Serm. et Bizzarri (Cupressaceae), comunmente denominada "ciprés de la cordillera", ocupa la mayor área geográfica. Esta especie endémica adquiere mayor desarrollo en la vertiente oriental de la Cordillera de los Andes (Argentina).

En Chile, se extiende sobre la Cordillera de los Andes desde los 32°39' S hasta 34°45' S (Schlegel 1962) en forma de individuos aislados y con muy pobre desarrollo. Desde esta latitud y hasta los 38° S aparece en forma más continua, preferentemente en exposición norte y oeste, por encima de los 900 y hasta los 1800 m.s.n.m. al norte y hasta los 400 a 800 m.s.n.m. al sur (Donoso Zegers 1982). También aparece esporádicamente en la Cordillera de la Costa desde los 38° a los 40°30'S

(Veblen & Schlegel 1982) y a la latitud de 44°S (Donoso Zegers 1981b).

En Argentina, *A. chilensis* constituye la conífera de mayor rango geográfico, cubriendo una superficie estimada de 159.000 ha (Dezzotti & Sancholuz 1991), que representa el 6 % de la superficie de los bosques Andinopatagónicos. Se distribuye, en una angosta franja, entre los 36°30' y los 43°35' S. Al oeste, forma bosques mixtos con especies del género *Nothofagus*, en sitios con precipitaciones de 1600 a 2000 mm (Dezzotti & Sancholuz 1991). Al este, forma bosquetes aislados inmersos en la estepa patagónica, con precipitaciones menores a 700 mm, aproximadamente (Veblen et al. 1995b). Entre ambos extremos del gradiente, se distribuyen los bosques puros y densos (Fig. 1), que cubren la mayor superficie (62 %) y presentan la mayor densidad, área basal y los más altos valores de crecimiento volumétrico (Dezzotti & Sancholuz 1991).



Figura 1: Bosque puro y denso de *Austrocedrus chilensis*.

Los bosques de *A. chilensis* pueden ser de estructura regular o irregular en cuanto a la distribución de frecuencias diamétricas. En este último caso, sin embargo, suelen ser relativamente coetáneos (Bava & Gonda 1993), ya que en su mayoría son bosques post-incendio (Veblen & Lorenz 1987, 1988; Kitzberger 1995; Veblen et al. 1992). La irregularidad mencionada ha sido atribuida a la presencia de pequeños bosquetes homogéneos y a diferencias en la velocidad de crecimiento diamétrico.

Los suelos de la región Andinopatagónica son mayoritariamente derivados de cenizas volcánicas (Andisoles). Este tipo de suelos se caracteriza por su alta capacidad de almacenamiento de agua y de estabilidad de la materia orgánica (Colmet Daage et al. 1995), alta fertilidad y buena concentración de nutrientes, con excepción del fósforo, que es fuertemente retenido (Martin & Haider 1986). *A. chilensis* parece tener la capacidad de crecer sobre suelos de condiciones diversas, desarrollándose tanto en los intersticios de rocas como sobre suelos de profundidad variable (Donoso 1982, 1993), con texturas desde arcillosa hasta franco arenosa (Donoso 1981b), en rangos de pH que incluyen desde valores muy bajos (Ibarra y Mourgues 1976) hasta ligeramente alcalinos (Mazzarino et al. 1998), de alta o baja fertilidad (muy erosionados) (Donoso 1993).

Los bosques de *A. chilensis* bien desarrollados aparecen en suelos profundos, y están dominados por

árboles rectos de 20-30 m de altura o excepcionalmente más altos, mientras que en suelos secos, pedregosos y poco profundos alcanzan menores alturas y el bosque es más abierto (Correa 1998).

ANTECEDENTES DEL USO DE LOS BOSQUES DE *Austrocedrus chilensis*.

Los bosques templados de Sudamérica han recibido una fuerte presión antrópica, particularmente desde mediados del siglo XIX (Lara et al. 1995; Veblen & Lorenz 1987; 1988). Los bosques nativos han sido destruidos para habilitar terrenos para uso agro-ganadero, forestaciones con especies exóticas y urbanístico.

Los bosques de *A. chilensis* chilenos han sido talados, desde la época colonial, para utilización y exportación de su madera. Su explotación se intensificó a principios de este siglo, y las áreas deforestadas fueron posteriormente utilizadas para pastoreo (Donoso Zegers 1993, Donoso & Lara 1995). A ambos lados de la cordillera de los Andes, los bosques han sido sometidos a una fuerte presión por parte de herbívoros exóticos (Donoso Zegers 1993; Lara et al. 1995; Veblen et al. 1989; Veblen et al. 1992; Veblen et al. 1995a,b; Relva & Veblen 1998; Relva 1999). A estos disturbios se sumaron frecuentes incendios forestales, generalmente de origen antrópico (Kitzberger 1995).

En Argentina, la explotación forestal de nativas reviste características tradicionales y ha disminuido en los últimos años por diversas razones, entre otras por el ingreso de madera proveniente de otras regiones. Sin embargo, las extracciones de rollizos de especies nativas representan aún el 90 % de la extracción total de la región Andinopatagónica (Laclau 1997).

En la actualidad, el área de distribución de *A. chilensis* en Argentina se superpone con el área de distribución de la población humana (Dezzotti & Sancholuz Inédito; Correa 1998). El 44 % de la superficie de estos bosques se encuentra fuera de Parques Nacionales (Dezzotti & Sancholuz 1991) y gran parte se utiliza para la extracción de madera y leña (Veblen et al. 1995a). La superficie cubierta por bosques comerciales puros abarca actualmente unas 50.000 has (Bava et al. 1993).

Los bosques de *A. chilensis* concuerdan con las condiciones antes mencionadas que adjudican un alto valor a los bosques templados sudamericanos. Particularmente, en referencia a la importancia económica, *A. chilensis* constituye actualmente la segunda especie en importancia como recurso forestal de la región Andinopatagónica (Ferrando 1996) y la primera en importancia en la Patagonia Norte. Esto se sustenta en que los bosques de esta especie:

- abarcan una gran extensión (Dezzotti & Sancholuz 1991),

- son accesibles como recurso forestal, se desarrollan a altitudes bajas y los centros poblados se superponen con el área de distribución de la especie (Dezzotti & Sancholuz 1991; Correa 1998),
- producen madera de muy buena calidad y alta demanda, que se comercializa sin dificultades y es absorbida totalmente por el mercado local (Schmaltz & Gonda 1991; Donoso Zegers 1993),
- la madera tiene múltiples usos (construcción, muebles, revestimientos, aberturas, artesanías) (Díaz-Vaz 1984; Correa 1998),
- tiene un crecimiento relativamente rápido y continuo, incluso a edades avanzadas, cuando las condiciones son apropiadas (Schmaltz & Gonda 1991; Bava & Gonda 1993; Veblen et al. 1995a).

En general, el crecimiento diametral es altamente variable y, dependiendo de las condiciones del sitio, se han registrado valores promedio de 0,5 - 1 cm/año (Schmidth 1985; Donoso Zegers 1993). Los mejores crecimientos se encuentran en los bosques mixtos y en los puros y densos, sobre suelos profundos, con crecimientos volumétricos corrientes de 4-5 m³ ha⁻¹ año⁻¹ y rangos que van desde 1 a 13 m³ ha⁻¹ año⁻¹ (calculados a partir de datos de Schmidth 1985; Dezzotti & Sancholuz 1991; Bava et al. 1983; Goya et al. 1995; Ferrando 1996).

Entre 1967 y 1984 se extrajeron aproximadamente 22.000 ton año¹ de rollizos de *A. chilensis* (IFONA 1967-1984; 1986) y en 1984 esta especie aportó el 12,7 % del volumen de madera total extraída, encontrándose dentro de las tres especies más utilizadas de los bosques Andinopatagónicos (Dezzotti & Sancholuz Inédito).

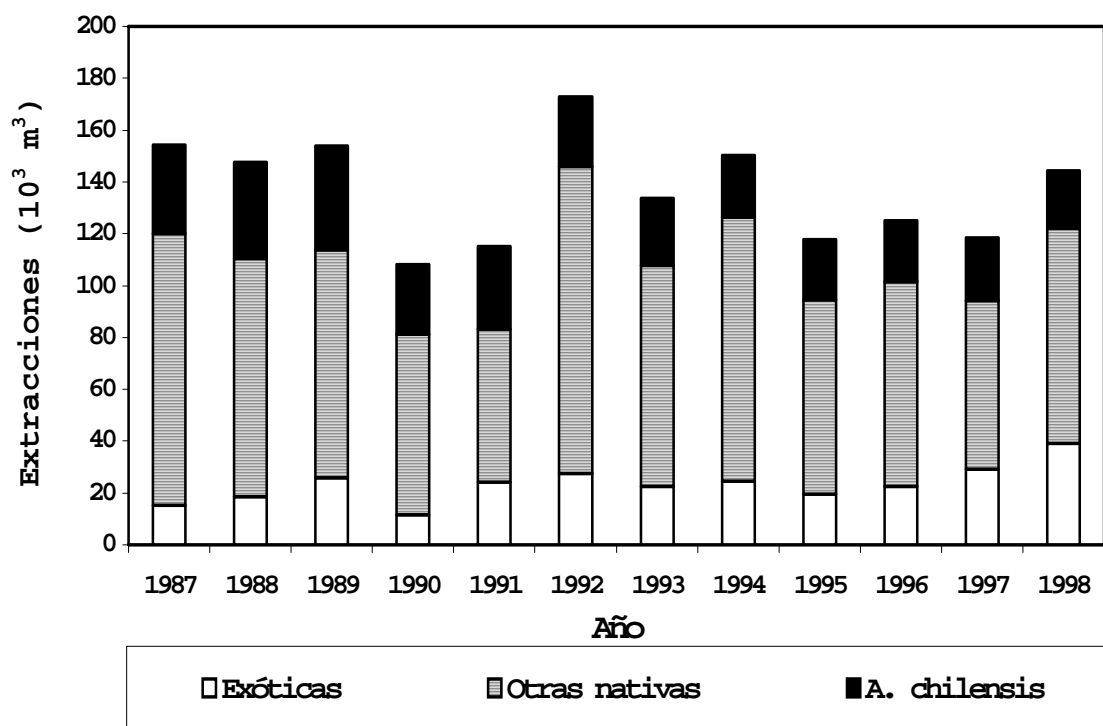


Figura 2: Extracciones de madera de *A. chilensis* (negro), otras especies nativa (líneas) y exóticas (blanco) para las provincias de Río Negro y Chubut en el período 1987-1998. Datos suministrados por Servicio Forestal Andino de la Provincia de Río Negro y Dirección General de Bosques y Parques de la Provincia de Chubut.

El 95 % del volumen de madera se extrae de bosques bajo jurisdicción de las provincias de Río Negro y Chubut. En estas provincias, entre 1987 y 1998, las extracciones de ciprés de la cordillera (rollizos,

postes, varas y varillas) fueron de 28.000 m³/año (Figura 2) y representaron el 21 % de las extracciones de madera de bosques y el 25 % de la extracción de nativas (Loguercio Com. pers.).

Por los antecedentes mencionados, sus bosques han sido sometidos a una fuerte presión extractiva. Tradicionalmente, han sido extracciones selectivas, cosechando sólo los ejemplares grandes, sanos y de buena forma, sin tener en cuenta la evolución futura del bosque (Schmaltz & Gonda 1991) o bien talas rasas, sobre todo entre los años 1920 y 1970 (Schmidth 1985; Laclau 1997). Muchos de los rodales intervenidos han sufrido un empobrecimiento tanto de la regeneración como de la calidad de los árboles remanentes, principalmente como consecuencia del uso pastoril posterior (Relva 1999).

Las primeras intervenciones silviculturales se produjeron a mediados de siglo, en parcelas experimentales (Constantino 1949, 1958). Recién a fines de la década del 70, se iniciaron los primeros estudios del manejo silvícola de esta especie. A partir de la década del 80, se aplicaron distintos tipos de intervenciones como raleos, podas y remoción del sotobosque, y se discutieron distintas propuestas de manejo (Schmaltz & Gonda 1991; Bava et al. 1993; Bava & Gonda 1993; Goya et al. 1995; Loguercio 1997). Ha resultado difícil definir un modelo silvícola para estos bosques, principalmente por la variedad de situaciones creadas por el gradiente ambiental, la historia de

disturbios naturales y antrópicos y las condiciones de instalación del bosque (Veblen et al. 1995a,b; Goya et al. En revisión). En general, se ha recomendado la toma de decisiones puntuales en función tanto de la estructura actual del rodal y de la que se pretende a futuro como del estado particular del bosque (Schmidt 1985; Schmaltz & Gonda 1991; Goya et al. En revisión; Loguercio 1999)

La presencia del "mal del ciprés" (Havrylenko et al. 1989) ha condicionado las prácticas silviculturales en estos bosques. En base al estado actual del conocimiento de esta enfermedad, se recomienda la extracción de árboles muertos, evitar la corta de sotobosque bajo, clausurar la entrada de ganado y evitar ciclos de corta menores a cinco años (Loguercio et al. 1998).

El cultivo de esta especie no se realiza aún en la región, a pesar de la buena respuesta tanto en germinación y crecimiento temprano en condiciones de vivero (Rovere 1991), como en crecimiento de adultos en ensayos de plantaciones en Chile (Donoso Zegers Com. pers.).

Por otro lado, debe destacarse que en zonas de tala rasa o en sitios potencialmente aptos para esta especie nativa se han instalado plantaciones de coníferas exóticas de rápido crecimiento, principalmente *Pinus ponderosa* y *Pseudotsuga menziesii* (Schmaltz 1992; Bava et al. 1993; Veblen et al. 1995b; Laclau 1997; Schlichter & Laclau 1998).

Entre los valores económicos de los bosques de *A. chilensis* se suman, al maderable, la producción de hongos (Gamundi Com. pers.), plantas comestibles (Rapoport et al. 1997, 1999) y ornamentales (Andenmatten Com. pers.) así como también usos turísticos y recreativos.

Si bien ya existen antecedentes de investigación relacionados con evaluaciones del manejo forestal de *A. chilensis*, los estudios se han concentrado en la silvicultura de esta especie y se carece de información sobre el efecto que causan sobre la regeneración, la composición de las especies y el suelo.

HIPOTESIS

En función de los conocimientos actuales sobre la ecología de los bosques de *A. chilensis* y las características de los suelos volcánicos, se planteó que los manejos forestales extractivos de los bosques puros y densos de *A. chilensis* analizadas en el presente trabajo:

- ❖ alteran en mayor medida la disponibilidad del agua que la fertilidad química y/o biológica del suelo,
- ❖ provocan modificaciones a nivel de micrositios,
- ❖ aumentan la regeneración temprana,
- ❖ aumentan la abundancia y el crecimiento de los renovales,

- ❖ no producen un empobrecimiento del sotobosque, entendiéndose como tal a la reducción en cobertura, riqueza y/o diversidad de especies.

OBJETIVOS Y ORGANIZACIÓN DE LA TESIS

El **objetivo general** de esta tesis es contribuir al manejo sustentable de los bosques puros y densos de *A. chilensis* a través de la generación de información ecológica acerca de los efectos del manejo forestal sobre las condiciones edáficas, la regeneración y la composición y estructura del sotobosque.

Los **objetivos específicos** son aportar información básica sobre:

- 1- el nicho y el modo regenerativo de *A. chilensis*,
- 2- el impacto de algunas prácticas silvícolas sobre:
 - * las propiedades físicas, químicas y físico-químicas y el régimen hídrico de los suelos de los bosques puros y densos de *A. chilensis*,
 - * las condiciones microambientales,
 - * la abundancia, emergencia y sobrevivencia al primer año de plántulas de *A. chilensis*,
 - * la abundancia y tamaño de los renovales,
 - * la composición y estructura del sotobosque.

Los estudios realizados para cumplir estos objetivos se desarrollan en los capítulos que se detallan a continuación:

Capítulo I: Area de estudio

Se caracterizan los bosques Andinopatagónicos, y dentro de ellos, en particular, la distribución y el uso histórico con fines extractivos de los bosques de *A. chilensis*.

Se describen los criterios seguidos para seleccionar los sitios de estudio, las características ambientales de los mismos y las intervenciones forestales ejecutadas. Se provee una lista de especies con asignación a forma de vida y origen.

Capítulo II: Efectos del manejo de bosques puros y densos de *Austrocedrus chilensis* en la fertilidad y régimen hídrico de los suelos.

Se caracterizan suelos de sitios correspondientes a bosques densos y puros de *A. chilensis* a distintas profundidades, considerando sus propiedades físicas, químicas y físico químicas, incluyendo mineralización potencial de nitrógeno y liberación de fósforo, y el régimen hídrico y se analiza el efecto de las

intervenciones forestales en relación con cada sitio y tratamiento/s.

Capítulo III: Efecto de las intervenciones forestales de tipo extractivo sobre la regeneración temprana de *A. chilensis*.

Se estudia la abundancia de plántulas de *A. chilensis* para tres clases de tamaño, se consideran las condiciones microambientales a que están asociadas. Independientemente, se analiza la sobrevivencia de una cohorte de plántulas desde su nacimiento hasta el año de vida.

Se describe la emergencia, sobrevivencia y abundancia de plántulas de *A. chilensis* en relación con las condiciones de micrositios en situaciones de intervenciones forestales.

Capítulo IV: Respuesta de los renovales a las intervenciones forestales.

Se considera la abundancia de juveniles para distintas clases de tamaño en los distintos sitios y su asociación con la cobertura arbórea y arbustiva. Se considera el crecimiento en los distintos sitios y se evalúa el efecto de las intervenciones forestales.

Capítulo V: Efecto de las intervenciones extractivas sobre la estructura y composición del sotobosque.

Se estudia la composición del sotobosque de los bosques puros y densos de *A. chilensis* y el efecto de las intervenciones forestales sobre la fisonomía, composición y diversidad. Se discute la recolonización del sotobosque y la respuesta de las especies nativas y exóticas a las intervenciones.

BIBLIOGRAFIA

- Ahtiainen, M. 1992. The effects of forest clear-cutting and scarification on the water quality of small brooks. *Hydrobiología* 243/244:465-473.
- Armesto, J., León-Lobos, P. & Arroyo, M.K. 1995. Los bosques templados del sur de Chile y Argentina: una isla biogeográfica. En Armesto, J., Villagrán, C. & M.K. Arroyo (Eds.) *Ecología de los bosques nativos de Chile*. Editorial Universitaria, Santiago de Chile. Pp. 23-28.
- Arroyo, M.K., Cavieres, L., Peñaloza, A., Riveros, M. & A.M. Faggi. 1995. Relaciones fitogeográficas y patrones regionales de riqueza de especies en la flora del bosque lluvioso templado de Sudamérica. En Armesto, J., Villagrán, C. & M.K. Arroyo (Eds.) *Ecología de los bosques nativos de Chile*. Editorial Universitaria, Santiago de Chile. Pp. 71-100.
- Bava, J. O. & H. E. Gonda. 1993. Propuesta silvícola preliminar de manejo para ciprés de la cordillera. Congreso Forestal Argentino y Latinoamericano, Paraná. 11 pp.
- Bava, J., G. Roo, M. Rey & C. Biaus. 1993. Respuesta del ciprés de la cordillera a distintos tipos de raleo. Actas del International Symposium on System Analysis and Management decisions in Forestry. Valdivia, Chile. 24-31 pp.
- Colmet-Daage, F.; M.L. Lanciotti & A. Marcolin. 1995.

- Importancia de los suelos volcánicos de la Patagonia Norte y Central. INTA-SAGyP, Centro Regional Patagonia Norte, EEA Bariloche, Area Recursos Naturales. 27 pp.
- Correa, M. N. 1998. Flora Patagónica. Parte I. Colección Científica INTA, Bs. As. 398 pp.
- Constantino, I. 1949. Parcelas experimentales permanentes de *Libocedrus chilensis* (Don) End. Estudios de crecimiento y regeneración natural. Ministerio de Agricultura y Ganadería, Buenos Aires. 112 pp.
- Constantino, I. 1958. Primeros resultados de las parcelas experimentales permanentes de *Libocedrus chilensis* (Don) End. Revista de la Facultad de Agronomía XXXIV:131-159.
- Dezzotti, A. & L. Sancholuz. 1991. Los bosques de *Austrocedrus chilensis* en Argentina: ubicación, estructura y crecimiento. Bosques 12:43-52.
- Dezzotti, A. & L. Sancholuz. Inédito. Efectos de los disturbios humanos sobre la distribución geográfica de *Austrocedrus chilensis*, durante el siglo veinte en la Argentina.
- Diaz-Vaz. J. 1984. *Austrocedrus chilensis*, descripción anatómica. Bosque 6:49-50.
- Dimitri, M. 1972. La Región de los Bosques Andino patagónicos. Sinopsis general. Colección científica INTA. T. X. Buenos Aires.

- Donoso Zegers, C. 1981a. Ecología Forestal. El bosque y su medio ambiente. Editorial Universitaria, Santiago de Chile. 369 pp.
- Donoso Zegers, C. 1981b. Tipos Forestales de los bosques nativos de Chile. Documento de Trabajo N° 38. Inv. Y Des. Forestal (CONAF, PNUD-FAO) (Publicación FAO Chile). 82 pp.
- Donoso Zegers, C. 1982. Reseña ecológica de los bosques mediterráneos de Chile. Bosques 4:117-146.
- Donoso Zegers, C. 1993. Bosques templados de Chile y Argentina. Variación, Estructura y Dinámica. Ecología Forestal. Editorial Universitaria, Santiago de Chile. 484 pp.
- Donoso, C. & A. Lara. 1995. Utilización de los bosques nativos en Chile: pasado, presente y futuro. En Armesto, J., Villagrán, C. & M.K. Arroyo (Eds.) Ecología de los bosques nativos de Chile. Editorial Universitaria, Santiago de Chile.
- Ferrando, J.J. 1996. Biomasa, productividad y descomposición de rodales de ciprés de la cordillera (*Austrocedrus chilensis* D. (Don) florin et Boutelje)) en distintas fases de desarrollo. Primer informe de Beca de Perfeccionamiento. UNLP. 25 pp.
- Food and Agriculture Organization (FAO). 1997. State of the World's. FAO, United Nations, Rome.
- Fox, M.D. & B.J. Fox. 1986. The susceptibility of natural communities to invasions. In Groves, R.H. y J.J.

- Burdon (Eds.). Ecology of Biological Invasions. Australian Academy of Science, Canberra. pp 57-66.
- Fuentes Quezada, E. 1994. Qué futuro tienen nuestros bosques? Hacia la gestión sustentable del paisaje del centro y sur de Chile. Ediciones Universidad Católica de Chile, Santiago de Chile. 290 pp.
- Goya, J., Bocos, D., Ferrando, J. & P. Yapura. 1995. Estructura y desarrollo de un rodal coetáneo de *Austrocedrus chilensis* en El Bolsón (Río Negro). Revista de las Facultad de Agronomía de La Plata 71:165-171.
- Goya, J.F., Yapura, P.F., Ferrando, J.J., Barrera, M.D. & M.A. Arturi.. Crecimiento individual y de rodales de *Austrocedrus chilensis* en El Bolsón, Rio Negro, Argentina. En revisión.
- Grime, J.P. 1979. Plant Strategies and Vegetation Processes. Wiley, New York.
- Havrylenko, M., Rosso, P. & S. Fontenla. 1989. *Austrocedrus chilensis*: contribución al estudio de su mortalidad en Argentina. Bosque 10:29-36.
- Ibarra, M. & V. Mourgues. 1976. Estudio de las relaciones entre los suelos y las asociaciones forestales de *Austrocedrus chilensis* (D.Don) Florin et Boutelje y *Nothofagus glauca* (Phil.) Krasser en la precordillera del Parral. Tesis de las Facultad de Ciencias Forestales, Universidad de Chile.
- Holopainen, A.L., Huttunen, P. & M. Ahtiainen. 1989. Effects of forestry practices on water quality and

- primary productivity in small forest brooks. Verh. Int. Ver. Limnology 24: 1760-1766.
- Hovi, A. 1988. Organic carbon dynamics in small brooks before and after forest drainage and clear-cutting. In Proceedings of the international symposium on the hydrology of wetlands in temperate and cold regions, Joensuu, Finland. Publications of the Academy of Finland 4:220-231.
- Hueck, K. 1978. Los Bosques de Sudamérica. Ecología, composición e importancia económica. Sociedad Alemana de Cooperación Técnica, Ltda. R.F. de Alemania. 476 pp.
- Huttunen, P., Holopainen, A.L. & A. Hovi. 1988. Effects of silvicultural measures on production biology of forest brooks. In Proceedings of the international symposium on the hydrology of wetlands in temperate and cold regions, Joensuu, Finland. Publications of the Academy of Finland 4:239-248.
- IFONA. 1967-84. Anuario de Estadística Forestal. Instituto Forestal Nacional. Buenos Aires.
- IFONA. 1986. Precarta forestal de las provincias de Río Negro y Chubut. Instituto Forestal Nacional. Buenos Aires.
- Kitzberger, T. 1995. Fire regime variation along a northern patagonian forest steppe gradient: stand and landscape response. PhD thesis, University of Colorado, Boulder.

- Kozlowski, T.T. & S.G. Pallardy. 1997. Growth control in woody plants. Academic Press, Inc., San Diego. Pp. 195-351.
- Laclau, P. 1997. Los ecosistemas forestales y el hombre en el sur de Chile y Argentina. Fundación Vida Silvestre Argentina/WWF, Buenos Aires. 147 pp.
- Lara, A., Donoso, C. & J.C. Aravena. 1995. La conservación del bosque nativo de Chile: problemas y desafíos. En Armesto, J., Villagrán, C. & M.K. Arroyo (Eds.) Ecología de los bosques nativos de Chile. Editorial Universitaria, Santiago de Chile. Pp. 335-362.
- Loguercio, G.A. 1997. Alternativas silviculturales para el uso sustentable de bosques de ciprés de la cordillera. II congreso Forestal Argentino y Latinoamericano. Posadas. Misiones. 14 pp.
- Loguercio, G.A., Urretavizcaya, F., Rey, M. & E. Andenmatten. 1998. El "mal del ciprés" como condicionante de la silvicultura del ciprés de la cordillera *Austrocedrus chilensis* (D.Don) Florin et Boutelje en el norte de Patagonia. Primer Congreso latinoamericano IUFRO, Valdivia. 12 pp.
- Loguercio, G.A. 1999. Curso de actualización en silvicultura del "ciprés de la cordillera" (*Austrocedrus chilensis*). CIEFAP-GTZ. El Bolsón. 38 pp.
- Martin, J.P. & K. Haider 1986. Influence of mineral colloids on turnover rates of soil organic C. In

- Huang, P.M. & M. Schnitzer (Eds.). Interactions of soil minerals with natural organics and microbes. SSSA Special Publ. 17. SSSA, Madison. Pp. 283-304.
- Noble, I.R. & R. Dirzo. 1997. Forests as human-dominated ecosystems. Science 277:522-524.
- Rapaport, E.H., Ladio, A.H. & E.H. Sanz. 1997. Plantas silvestres comestibles de la Patagonia Andina. Parte I- Exóticas. Universidad Nacional del Comahue, Bariloche. 51 pp.
- Rapaport, E.H., Ladio, A.H. & E.H. Sanz. 1998. Plantas nativas comestibles de la Patagonia Andina argentino-chilena. Parte I. Universidad Nacional del Comahue. Ed. Imaginaria, Bariloche. 81 pp.
- Relva, M.A. 1999. Efectos del ramoneo sobre la regeneración del bosqu de ciprés de la cordillera (*Austrocedrus chilensis*). Tesis Doctoral. Universidad Nacional del Comahue. 122 pp.
- Relva, M.A. & T.T. Veblen. 1998. Impacts of introduced large herbivores on *Austrocedrus chilensis* forests in northern Patagonia, Argentina. Forest Ecology and Management 108:27-40.
- Roger, P. 1996. Disturbance ecology and forest management: a review of the literature. For. Serv. Gen. Tech. Rep. INT-GTR-336. Pp. 1-16.
- Rovere, A. 1991. Estudio experimental de la germinación y el desarrollo temprano del ciprés de la cordillera (*Austrocedrus chilensis*). Tesis de Licenciatura, Universidad Nacional del Comahue, Bariloche. 71 pp.

- Rülcker, C., Angelstam, P. & P. Rosenberg. 1994. Ecological forestry planning: a proposed planning model based on the natural landscape. The Forestry Research Institute of Sweden, Redogörelse 8, Uppsala. 47 pp.
- Runkle, J. 1985. Disturbance regimes in temperate forests. In Pickett, S.T.A. & P.S. White. The ecology of natural disturbance and patch dynamics. Academic Press, Orlando. 17- 34 pp.
- Schlichter, T. & P. Laclau. 1998. Ecotono estepa-bosque y plantaciones forestales en la Patagonia Norte. Ecología Austral 8:285-296.
- Schmaltz, J. & H.E. Gonda. 1991. Descripción de un bosque nativo de ciprés (*Austrocedrus chilensis*) y propuestas para su futuro manejo. Actas del II Congreso Internacional sobre Gestión en Recursos Naturales II:497-505.
- Schmaltz, J. 1992. La reconquista de la estepa por el bosque de ciprés. Publicación Técnica N° 11, CIEFAP. 7 pp.
- Schmidth, H. 1985. Tratamientos silviculturales para el manejo de los bosques nativos en las provincias patagónicas de la República Argentina. Proy. De Cooperación Técnica para el Desarrollo de la Región Sur de Argentina, OEA. 58 pp.
- Schlegel, F. 1962. Hallazgo de un bosque de cipreses cordilleranos en la provincia de Aconcagua. Boletín de la Universidad de Chile. N°32:43-46.

- Smith-Ramirez, C. 1995. Algunos usos indígenas tradicionales de la flora del bosque templado. En Armesto, J., Villagrán, C. & M.K. Arroyo (Eds.) Ecología de los bosques nativos de Chile. Editorial Universitaria, Santiago de Chile. Pp. 389-404.
- Spurr, S.H. & B.V. Barnes. 1980. Ecología Forestal. A.G.T. Editor S.A., México. 690 pp.
- Veblen, T.T. 1992. Regeneration dynamics, In D.C. Glenn-Lewin, R.K. Peet and T.T. Veblen (Eds.). Plant Succession: Theory and Prediction. Chapman and Hall, London. pp. 152-187.
- Veblen, T.T., Burns, B., Kitzberger, T., Lara, A. & R. Villalba. 1995a. The Ecology of the conifers of Southern South America. In Enright, N. J. & R. Hill. Ecology of the Southern Conifers. Melbourne Univ. Press., Victoria. pp. 120-155.
- Veblen, T.T., Kitzberger, T., Burns, B. & A. Rebertus. 1995b. Perturbaciones y dinámica de regeneración en bosques andinos del sur de Chile y Argentina. En Armesto, J., Villagrán, C. & M.K. Arroyo (Eds.) Ecología de los bosques nativos de Chile. Editorial Universitaria, Santiago de Chile. Pp. 169-198.
- Veblen, T.T., Kitzberger, T. & A. Lara. 1992. Disturbance and vegetation dynamics along a transect from rain forest to Patagonian shrublands. Journal of Vegetation Science 3:507-520.

- Veblen, T.T. & D.C. Lorenz. 1987. Post-fire stand development of *Austrocedrus-Nothofagus* forests in Patagonia. *Vegetatio* 73:113-126.
- Veblen, T.T. & D.C. Lorenz. 1988. Recent vegetation changes along the forest/steppe ecotone of northern Patagonia. *Annals of the Association of American Geographers* 78:93-111.
- Veblen, T.T., Martín, C., Mermoz, M. & E. Ramilo. 1989. Effects of exotic deer on forest structure and composition in northern Patagonia. *Journal of Applied Ecology* 26:711-724.
- Veblen, T.T., Martín, C., Mermoz, M. & T. Kitzberger. 1992. Ecological impacts of introduced animals in Nahuel Huapi National Park, Argentina. *Conservation Biology* 6:71-83.
- Veblen, T.T. & F.M. Schlegel. 1982. Reseña ecológica de los bosques del sur de Chile. *Bosque* 2:73-115.
- Wagner, R.G. & J.C. Zasada. 1991. Integrating plant autoecology and silvicultural activities to prevent forest vegetation management problems. *The Forestry Chronicle* 67:506-513.
- White, P.S. & S.T.A. Pickett. 1985. Natural disturbance and Patch dynamics: an introduction. In Pickett, S.T.A. & P.S. White. *The ecology of natural disturbance and patch dynamics*. Academic Press, Orlando. 17- 34 pp.

Capitulo I:

AREA DE ESTUDIO

I.1: DESCRIPCION DE LOS SITIOS DE ESTUDIO

A fin de seleccionar los sitios de estudio se realizó un relevamiento entre las Direcciones de Bosques de las Provincias de Neuquén, Río Negro y Chubut y los centros de estudio relacionados con la actividad forestal (CIEFAP, Administración de Parques Nacionales y Universidad Nacional del Comahue y Universidad de la Patagonia) considerando los registros de intervenciones forestales sobre bosques puros y densos de *Austrocedrus chilensis*.

Los siguientes criterios fueron utilizados a fin de seleccionar los sitios de estudio:

- tipo de bosque: el bosque de ciprés desarrollado en el sitio debía corresponder a un bosque denso y puro, completamente poblado,
- gradiente: los sitios debían expresar un gradiente de humedad, dentro de las condiciones de tipo de bosque fijado,
- características de las intervenciones: el sitio debía tener parcelas raleadas y parcelas control y debían existir registros confiables de las intervenciones (año, tipo e intensidad de la intervención, área basal y número de árboles iniciales y extraídos, responsable de la intervención),
- historia del sitio: en las parcelas no debían existir signos de otros disturbios intensos (ganado, fuegos recientes, "mal del ciprés").

Siguiendo los criterios mencionados se seleccionaron cuatro sitios, en sentido S-N, que representan un gradiente de humedad, dado por la combinación de precipitaciones y temperatura: Los

Cipreses, Rodal 72, Rodal 11 y El Guadal (Figura I.1), ubicados entre 43°13' y 41° latitud S. El sitio Los Cipreses, se encuentra en la localidad del mismo nombre (provincia del Chubut), a unos 80 km al sur de Trevelín, al sur del Parque Nacional Los Alerces. Los demás sitios se ubican en la localidad de El Bolsón (Pcia. de Río Negro). Los sitios Rodal 72 y Rodal 11 forman parte de la Reserva Forestal Loma del Medio-Río Azul, que administran en forma conjunta

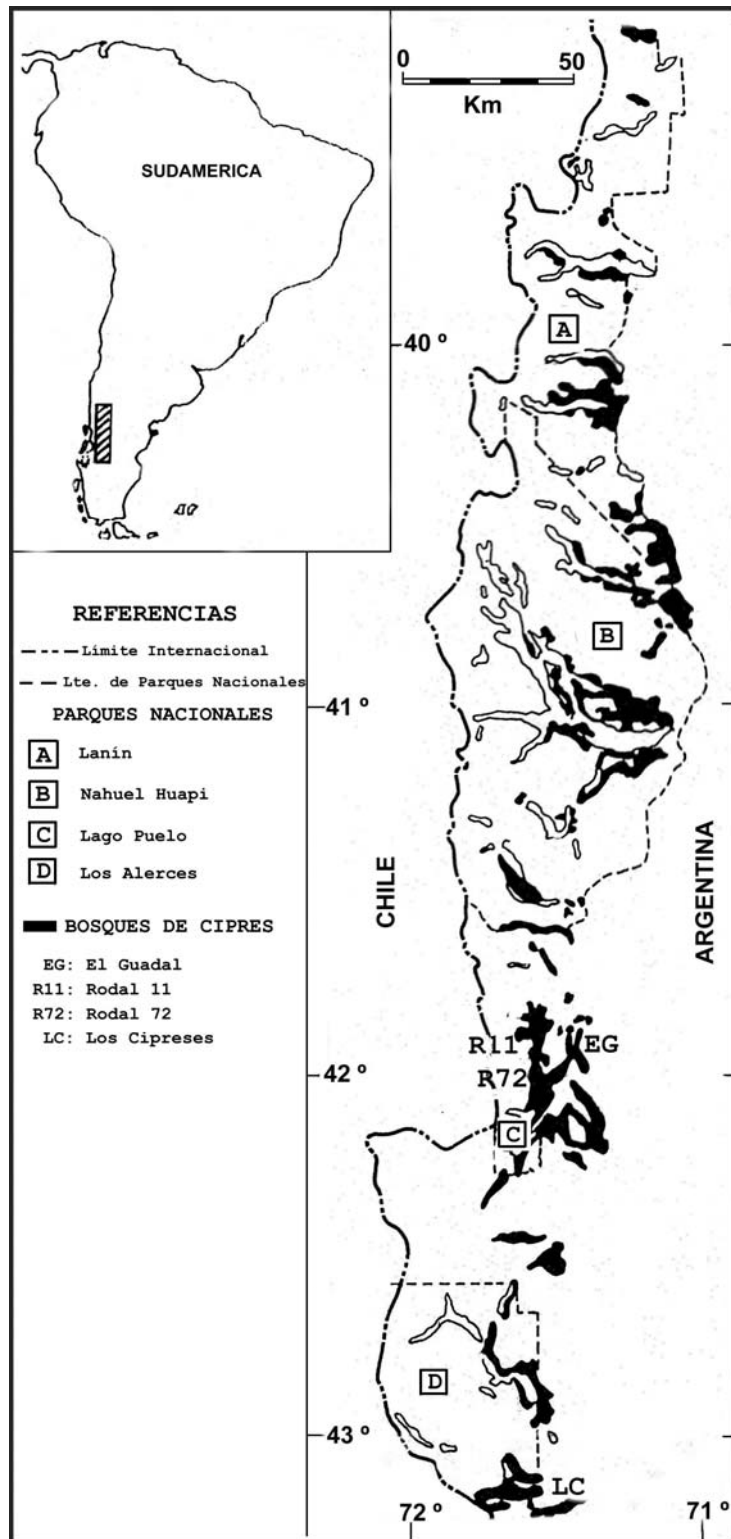


Figura I.1: mapa de la región indicando los sitios de muestreo. (Modificado de Dezzotti & Sancholuz 1991).

el INTA y el Servicio Forestal Andino de la Provincia de Río Negro. El sitio El Guadal forma parte de la Reserva Provincial homónima.

El clima del área de estudio se caracteriza por una marcada estacionalidad, con precipitaciones, en forma de nieve y lluvia, concentradas en otoño e invierno y veranos muy secos (Barros et al. 1983). La temperatura media del verano varía entre 12-14 °C en Los Cipreses y 14-16 °C en los sitios próximos al El Bolsón. El período libre de heladas es menor a dos meses (Dimitri 1972).

Las características de los sitios y de las parcelas estudiadas se muestran en la Tabla I.1.

Todos los rodales están ubicados sobre suelos de origen volcánico, jóvenes y de profundidad intermedia (Chauchard & Barnaba 1986; Mendía & Irisarri 1986; Colmet-Daage et al. 1995). Los suelos presentan pH ligeramente ácidos, altos contenidos de materia orgánica y alta capacidad de retención de agua. En el sitio con menores precipitaciones, El Guadal, la textura del suelo es más gruesa y consecuentemente la retención de agua es menor. Las características físicas, físico químicas y químicas de los suelos se presentan en las Tablas II.1 y II.2.

La edad de los rodales estudiados varía entre 80 y 100 años y su origen coincide con los grandes incendios de principios de siglo (Willis 1914; Kitzberger 1995). La distribución de frecuencias diamétricas (Figura I.2) indica rodales de estructura de tamaño regular en Los Cipreses, Rodal 72 y Rodal 11, y con tendencia a irregular en El Guadal. Esto no implica, necesariamente, una distribución irregular de edades (Veblen et al. 1995). La mayoría de las propuestas de manejo han tenido como objetivo mantener esta estructura, resguardando la presencia de árboles maduros en el rodal (Chauchard &

Barnaba 1986; Schmaltz & Gonda 1991).

Las intervenciones consideradas en este estudio (Tabla I.1) han sido: raleos, remoción del sotobosque y poda. Los raleos implicaron extracciones de árboles y la intensidad del mismo se expresó como porcentaje del área basal. La remoción del sotobosque consistió en la eliminación de los arbustos del sotobosque y la poda en la extracción de las ramas de todos los árboles hasta una altura de 3-5 m. Las dos últimas intervenciones se realizaron como medida de prevención de incendios tratando de reducir el combustible asociado al estrato mas bajo del bosque y de interrumpir la continuidad vertical del mismo. Este tipo de intervenciones se implementó en las parcelas raleadas de Rodal 11 y El Guadal.

Tabla I.1: Caracterización de los sitios y tratamientos estudiados (C: parcela control; I: parcela intervenida; R: raleo; P: poda; S: remoción del sotobosque). Estado post-raleo de Los Cipreses (Stecher 1991), del Rodal 72 y Rodal 11 (Schmaltz & Gonda 1991) y de El Guadal (Bava et al. 1993).

SITIOS	LATITUD	ALTITUD (msnm)	PP (mm)	PENDIENTE (%)	EXPOS.	INTERVENCIONES			ESTADO PRE-RALEO	ESTADO POST-RALEO		
						SIGLAS DE CADA PARCELA	Tipo de y % del Area Basal	AÑO	DENSIDAD (N°.ha ⁻¹)	AREA BASAL (m ² .ha ⁻¹)	DENSIDAD (N°.ha ⁻¹)	AREA BASAL (m ² .ha ⁻¹)
LOS CIPRESES	43°13 S	600	1100	12	NE	LC-C	C (0)	----	2224	40,5	----	----
					NE	LC-I ₁	R (26)	1991	2156	36.3	1500	26,9
					NE	LC-I ₂	R (27)	1991	1748	48.7	1348	35,6
					NE	LC-I ₃	R (28)	1991	2344	43.5	1620	31,2
RODAL 72	41°30 S	350	1000	10	S-SE	R72-C	C (0)	----	1960	33,0	----	----
					S-SO	R72-I ₁	R (30)	1990	1680	31.4	756	22,0
RODAL 11	41°10 S	470	950	20	0	R11-C	C (0)	----	1892	45,5	----	----
					NO	R11-I ₁	R S (29)	1990	1760	47.1	580	33,5
EL GUADAL	41°00 S	450	898	4	SO	EG-C	C (0)	----	1060	41,2	----	----
					SO	EG-I ₁	R P S (25)	1989	1860	58,8	920	44,0
					SO	EG-I ₂	R P S (22)	1988	1160	54,0	836	42,2
					S-SO	EG-I ₃	R P S (55)	1984	732	43.0	272	22,0

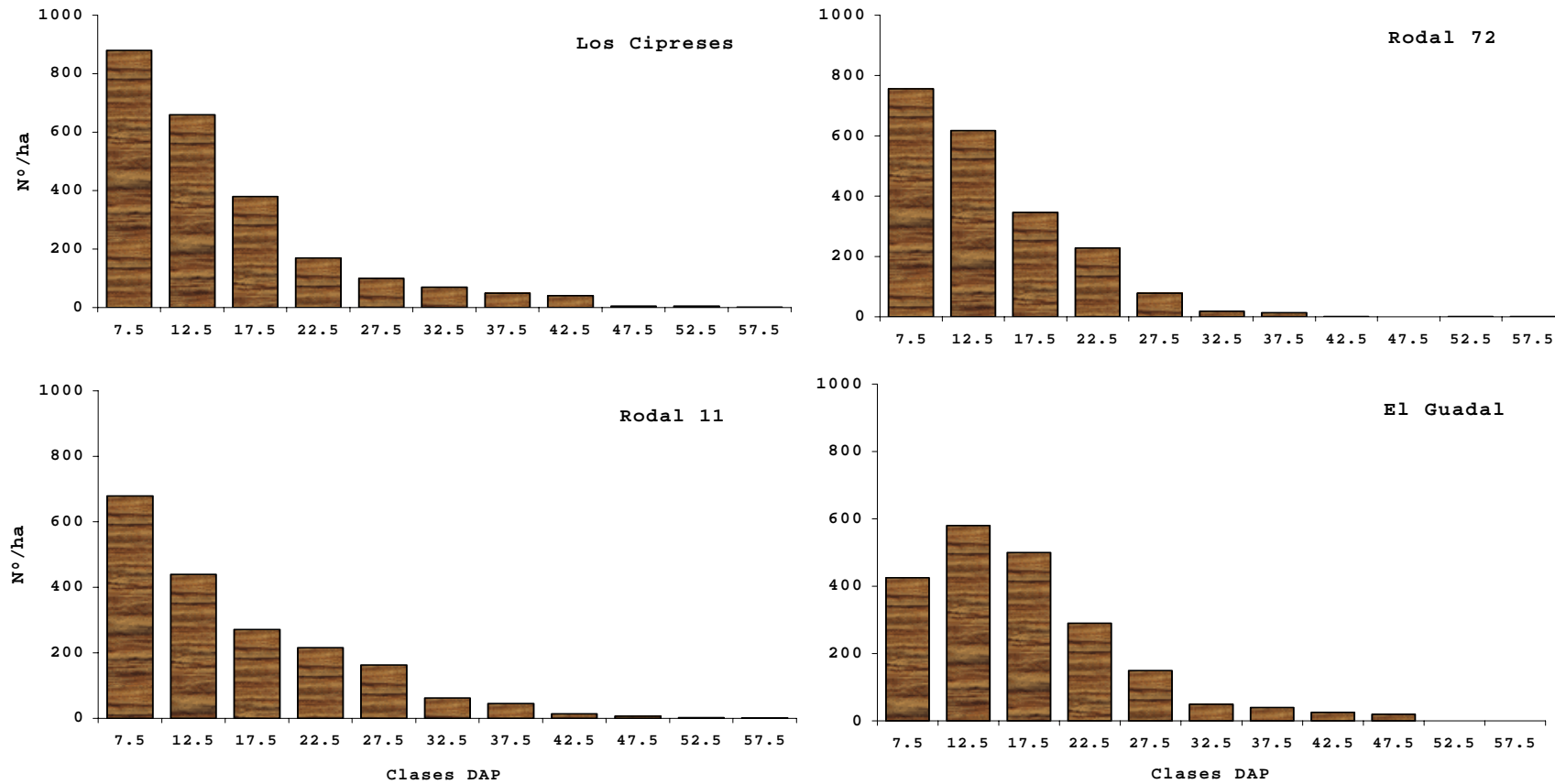


Figura I.2: Distribución de frecuencias diamétricas en las parcelas control de los sitios Los Cipreses (tomado de Stecher, 1991), del Rodal 72 y Rodal 11 (tomado de Schmaltz & Gonda 1991) y de El Guadal (tomado de Bava et al., 1993).

El sotobosque estuvo conformado por dos estratos, uno bajo (< de 50 cm), representado principalmente por hierbas y subarbustos, y otro, más alto, formado por arbustos, entre los que dominaron las formas menores a 1,5 m. El estrato arbóreo estuvo casi totalmente ocupado por *A. chilensis*. Las especies registradas, sus formas de vida y origen se muestran en la Tabla I.2.

Tabla I.2: Lista de especies inventariadas en este estudio, forma de vida (P: perenne, An: anual, B: bianual), hábito (AR: arbóreo, A: arbustivo, At: arbustivo trepador, SA: subarbustivo, H: herbácea, E: enredadera) y origen (N: nativa, X: exótica). Asignaciones a las distintas categorías tomadas de Zuloaga et al. (1994, 1996, 1999)

Especies	Forma de vida	Hábito	Origen
DIVISION PTERIDOPHYTA			
DRYOPTERIODACEAE			
<i>Rumohra adiantiformis</i> (G. Forst.) Ching.	P	H	N
DIVISION SPERMATOPHYTA			
SUBDIVISIÓN GYMNASPERMAE			
CUPRESSACEAE			
<i>Austrocedrus chilensis</i> (D. Don) Pic. Serm. et Bizzarri	P	AR	N
SUBDIVISIÓN ANGIOSPERMAE			
ALSTROEMERIACEAE			
<i>Alstroemeria aurea</i> Graham	P	H	N
ANACARDIACEAE			
<i>Schinus patagonicus</i> (Phil.) Johnst.	P	A	N
APIACEAE			
<i>Eryngium paniculatum</i> Cav. et Dombey ex F. Delaroche.	P	H	N
<i>Daucus montanus</i> Kunth in Spreng.	An	H	N
<i>Osmorhiza chilensis</i> Hook. et Arn.	P	H	N
ASCLEPIADACEAE			
<i>Cynanchum descolei</i> T. Mey.	P	E	N
<i>Cynanchum diemii</i> T. Mey.	P	E	N

continúa

continuación

Especies	Forma de vida	Hábito	Origen
ASTERACEAE			
<i>Baccharis magellanica</i> (Lam.) Pers.	P	A	N
<i>Baccharis patagonica</i> Hook. et Arn.	P	A	N
<i>Baccharis racemosa</i> (Ruiz et Pav.) DC.	P	A	N
<i>Baccharis rhomboidalis</i> J. Rémy	P	A	N
<i>Cichorium intybus</i> L.	An / B	H	X
<i>Cirsium vulgare</i> (Savi) Ten.	An	H	X
<i>Crepis capillaris</i> (L.) Wallr.	An	H	X
<i>Gamochaeta americana</i> (Mill.) Wedd.	P / B	H	N
<i>Hieracium aurantiacum</i> L.	P	H	X
<i>Hieracium chilense</i> Less.	P	H	N
<i>Hypochoeris radicata</i> L.	P	H	X
<i>Leuceria</i> sp.	P	H	N
<i>Mutisia decurrens</i> Cav.	P	SA	N
<i>Mutisia spinosa</i> Ruiz et Pav.	P	SA	N
<i>Perezia pillifera</i> (D.Don)Hook. et Arn.	P	H	N
<i>Senecio bracteolatus</i> Hook. et Arn.	P	A	N
<i>Senecio</i> sp.	P	A	N
<i>Solidago chilensis</i> Meyen	P	H	N
BERBERIDACEAE			
<i>Berberis buxifolia</i> Lam.	P	A	N
<i>Berberis darwinii</i> Hook.	P	A	N
BIGNONIACEAE			
<i>Eccremocarpus scaber</i> Ruiz et Pav.	P	At	N
BORAGINACEAE			
<i>Myosotis</i> sp.		H	
BUDDLEJACEAE			
<i>Buddleja globosa</i> Hope	P	A	N
CARYOPHYLLACEAE			
<i>Arenaria serpyllifolia</i> L.	P	H	X
<i>Cerastium arvense</i> L.	P	H	X
<i>Stellaria media</i> (L.) Cirillo	An	H	X
CELATRACEAE			
<i>Maytenus boaria</i> Molina	P	AR	N
<i>Maytenus chubutensis</i> (Speg.) Lourteig et O'Donell et Sleumer	P	A / SA	N
<i>Maytenus magellanica</i> (Lam.) Hook. f.	P	A	N
CYPERACEAE			
<i>Carex patagonica</i> Speg.	P	H	N
ELEOCARPACEAE			
<i>Aristotelia chilensis</i> (Molina) Stuntz	P	A	N

continúa

continuación

Especies	Forma de vida	Hábito	Origen
ERICACEAE			
<i>Gaultheria mucronata</i> (L.f.) Hook. et Arn.	P	A	N
FABACEAE			
<i>Lathyrus magellanicus</i> Lam.	P	H / E	N
<i>Trifolium repens</i> L.	P	H	X
<i>Vicia nigricans</i> Hook. et Arn.	P	H	N
FAGACEAE			
<i>Nothofagus antarctica</i> (G.Forst.) Oerst.	P	AR / A	N
<i>Nothofagus dombeyi</i> (Mirb.) Oerst.	P	Ar	N
FLACOURTIACEAE			
<i>Azara microphylla</i> Hook. f.	P	A	N
GENTIANACEAE			
<i>Gentianella magellanica</i> (Graudich.) Fabris ex D.M. Moore	An / B	H	N
GERANIACEAE			
<i>Erodium cicutarium</i> (L.) L'Hér. ex Aiton	P	H	X
<i>Geranium sessiliflorum</i> Cav.	P	H	N
HYDROPHYLLACEAE			
<i>Phacelia secunda</i> J.F. Gmel.	P	H	N
IRIDACEAE			
<i>Sisyrinchium</i> sp.	P	H	N
LAMIACEAE			
<i>Prunella vulgaris</i> L.	P	H	X
LOASACEAE			
<i>Loasa bergii</i> Hieron.	P	H	N
ORCHIDACEAE			
<i>Brachystele unilateralis</i> (Poir.) Schltr.	P	H	N
<i>Chloraea</i> sp.	P	H	A
<i>Gavilea lutea</i> (Pers.) M.N. Correa	P	H	N
PLANTAGINACEAE			
<i>Plantago lanceolata</i> L.	P	H	X
PLUMBAGINACEAE			
<i>Armeria maritima</i> (Mill.) Willd.	P	H	N

continúa

continuación

Especies	Forma de vida	Hábito	Origen
POACEAE			
<i>Agrostis aff inconspicua</i> Kuntze	P	H	N
<i>Arrhenatherum elatius</i> (L.) P. Beauv.	P	H	X
<i>Bromus tunicatus</i> Phil.	P	H	N
<i>Elymus</i> sp.	P	H	N
<i>Festuca pallescens</i> (St.-Ives) Parodi	P	H	N
Gramínea 1		H	
Gramínea 2		H	
<i>Holcus lanatus</i> L.	P	H	X
<i>Poa pratensis</i> L.	P	H	X
<i>Stipa brevipes</i> E. Desv.	P	H	N
<i>Stipa humilis</i> Cav.	P	H	N
<i>Stipa speciosa</i> Trin. et Rupr.	P	H	N
<i>Vulpia australis</i> (Nees ex Stend.) Blom	An	H	N
POLEMONIACEAE			
<i>Collomia linearis</i> (Nutt.)	An	H	N
<i>Microsteris gracilis</i> (Dougl. ex Hook.) Greene	An	H	N
POLYGONACEAE			
<i>Rumex acetosella</i> L.	P	H	X
PROTEACEAE			
<i>Embothrium coccineum</i> J.R. Forst. et G. Forst.	P	AR / A	N
<i>Lomatia hirsuta</i> (Lam.) Diels ex J.F. Macbr.	P	AR / A	N
RANUNCULACEAE			
<i>Anemone multifida</i> Poir.	P	H	N
ROSACEAE			
<i>Acaena ovalifolia</i> Ruiz et Pav.	P	H	N
<i>Acaena pinnatifida</i> Ruiz et Pav.	P	H	N
<i>Acaena splendens</i> Gillies ex Hook. et Arn	P	H	N
<i>Fragaria chiloensis</i> (L.) Duchesne	P	H	N
<i>Rosa rubiginosa</i> L.	P	A	X
RUBIACEAE			
<i>Galium hypocarpium</i> L. Endl. ex Griseb.	P	H	N
<i>Galium richardianum</i> (Gillies ex Hook. et Arn.) Endl. ex Walp.	P	H	N
SANTALACEAE			
<i>Myoschilos oblonga</i> Ruiz et Pav.	P	A	N
SAXIFRAGACEAE			
<i>Ribes magellanicum</i> Poir.	P	A	N

continúa

continuación

Especies	Forma de vida	Hábito	Origen
SCROPHULARIACEAE <i>Veronica persica</i> Poir.	P	H	X
VERBENACEAE <i>Diostea juncea</i> (Gillies et Hook.) Miers	P	A	N
VIOLACEAE <i>Viola maculata</i> Cav.	P	H	N

El tamaño del área intervenida condiciona la respuesta del sistema (Runkle 1985), por lo tanto, en este estudio se utilizaron áreas similares (0,25 ha con un borde de amortiguación de 10 m).

Todos los casos registrados de bosques de *A. chilensis* intervenidos con fines extractivos, incluyen una sola réplica por tratamiento. Generalmente, se limita el uso de repeticiones por el costo de las intervenciones y el tamaño de las parcelas. Green (1979) sugiere que es válido utilizar inferencia estadística para probar el impacto ambiental de un factor externo al sistema (tratamiento), aún cuando exista sólo un área control y/o sólo un área impactadas. Sin embargo, Hurlbert (1984) indica que en estos casos es imposible hacer "inferencia estadística" y una prueba de hipótesis sólo puede demostrar diferencias significativas entre localizaciones y no efectos significativos del impacto. Muchos estudios carecen de unidades experimentales replicadas, aunque el efecto de las variables experimentales fue demostrado convincentemente. Constituyen ejemplos relevantes en este sentido los estudios de deforestación experimental en Hubbard Brook (Likens et al. 1970, 1977), las comparaciones entre plantaciones tropicales y bosques secundarios en la Reserva Forestal de la Biosfera

Luquillo (Lugo 1992) y los trabajos sobre efectos de la fertilización con nitrógeno sobre las especies del sotobosque (Rainey et al. 1999). Por otro lado, el uso de réplicas de tamaño adecuado para probar el efecto de diferentes intervenciones aumenta el riesgo de incluir zonas heterogéneas desde el punto de vista edáfico, reduciendo la validez de los estudios. Así, por ejemplo, los estudios sobre los efectos ecológicos de diferentes tipos de intervenciones en el trópico húmedo de Costa Rica, con seis repeticiones, tuvieron que ser analizadas, a posteriori, como dos grupos de tres repeticiones, debido a claras diferencias de fertilidad de suelos, a pesar de una clasificación previa que los indicaba como similares (Ewel et al. 1991).

BIBLIOGRAFIA

- Barros, V., Cordon, V., Moyano, C., Mendez, R., Forquera, J. & O. Pizzio. 1983. Cartas de precipitación de la zona oeste de las provincias de Río Negro y Neuquén. Facultad de Cs. Agrarias, Universidad nacional del Comahue/ Centro Nacional Patagónico. Cinco Saltos.
- Bava, J., G. Roo, M. Rey & C. Biaux. 1993. Respuesta del ciprés de la cordillera a distintos tipos de raleo. Actas del International Symposium on System Analysis and Management decisions in Forestry. Valdivia, Chile. 24-31 pp.
- Chauchard, L. & J. & Barnaba. 1986. Plan de Ordenación Cuartel Loma del Medio-Río Azul. IFONA- Pcia. de Río Negro. Inédito.
- Colmet-Daage, F., M.L. Lanciotti & A. Marcolin. 1995. Importancia de los suelos volcánicos de la Patagonia Norte y Central. INTA-SAGyP, Centro Regional Patagonia Norte, EEA Bariloche, Area Recursos Naturales. 27 pp.
- Dimitri, M. 1972. La Región de los Bosques Andino patagónicos. Sinopsis general. Colección Científica INTA. T. X. Buenos Aires.
- Ewel, J., Mazzarino, M.J. & C.W. Berish. 1991. Tropical soil fertility changes during monocultures and successional communities of different structure. Ecological Applications 1:289-302.
- Green, R.H. 1979. Sampling design and statistical methods for environmental biologist. Wiley, New York.
- Hurlbert, S.T. 1984. Pseudoreplication and the design of ecological field experiments. Ecological Monographs 54:187-211.
- Kitzberger, T. 1995. Fire regime variation along a northern patagonian forest steppe gradient: stand

- and landscape response. PhD thesis, University of Colorado, Boulder.
- Lickens, G.E., Bormann, F.H., Johnson, N.M., Fishcer, D.W. & R.S. Pierce. 1970. Effects of forest cutting and hervicide treatment on nutrient budgests in the Hubbard Brook watershed ecosystem. Ecological Monographs 40:23-47.
- Lickens, G.E., Bormann, F.H., Pierce, R.S., Eaton, J.S. & N.M. Johnson. 1977. Biogeochemistry of a forested ecosystems. Springer-Verlag, New York. USA.
- Lugo, A. 1992. Comparison of tropical tree plantations with secondary forests of similar age. Ecological Monographs 62:1-41.
- Mendía, J. & J. Irisarri. 1986. Relevamiento de suelos con aptitud forestal en la región occidental de la Pcia. de Río Negro. Consejo Federal de Inversiones.
- Rainey, S.M., Nadelhoffer, K.J., Silver, W.L. & M.R. Downs. 1999. Effects of chronic nitrogen additions on understory species in a red pine plantation. Ecological Applications 9:949-957.
- Runkle, J. 1985. Disturbance regimes in temperate forests. In Pickett, S.T.A. & P.S. White. The ecology of natural disturbance and patch dynamics. Academic Press, Orlando. 17- 34 pp.
- Schmaltz, J. & H.E. Gonda. 1991. Descripción de un bosque nativo de ciprés (*Austrocedrus chilensis*) y propuestas para su futuro manejo. Actas del II Congreso Internacional sobre Gestión en Recursos Naturales II:497-505.
- Stecher, G.A. 1991. Instalación de parcelas permanentes y elaboración de Tablas de volúmen para Ciprés de la Cordillera. Práctica laboral para acceder al grado de Técnico Forestal. Universidad Nacional del Comahue, San Martín de los Andes. 30 pp + anexos.

- Veblen, T.T., Burns, B., Kitzberger, T., Lara, A. & R. Villalba. 1995. The Ecology of the conifers of Southern South America. In Enright, N. J. & R. Hill. Ecology of the Southern Conifers. Melbourne Univ. Press., Victoria. pp. 120-155.
- Willis, B. 1914. El norte de Patagonia. Comisión de Estudios Hidrológicos. Ministerio de Obras Públicas, Buenos Aires.
- Zuloaga, F.Q. & O. Morrone (Eds.). 1996. Catálogo de las Plantas Vasculares de la República Argentina. I. Pteridophyta, Gymnospermae & Angiospermae (Monocotyledoneae). Missouri Botanical Garden Press. 323 pp.
- Zuloaga, F.Q. & O. Morrone (Eds.). 1999. Catálogo de las Plantas Vasculares de la República Argentina. II. Acanthaceae-Zygophyllaceae. Missouri Botanical Garden Press. 1269 pp.
- Zuloaga, F.Q., Nicora, E., Rúgolo de Agrasar, Z.E., Morrone, O., Pensiero, J. & A.M. Cialdella. 1994. Catálogo de la Familia Poaceae en la República Argentina. Missouri Botanical Garden Press. 178 pp.

Capítulo II:

**EFFECTOS DEL MANEJO PRODUCTIVO
DE BOSQUES PUROS Y DENSOS
DE *Austrocedrus chilensis*
EN LA FERTILIDAD Y RÉGIMEN HIDRICO
DE LOS SUELOS.**

II. 1- INTRODUCCION

Las intervenciones de los bosques con fines de extracciones maderables afectan directa e indirectamente las características físicas y químicas del suelo.

La remoción de parte del material vegetal, principalmente troncos, produce compactación y modificaciones en el drenaje (Pritchett 1986; Morris et al. 1992), así como también, pérdida de materia orgánica y nutrientes por exportación. Sin embargo, este tipo de intervenciones también incrementan la disponibilidad de recursos para la vegetación remanente, especialmente luz, agua y nutrientes (Kozlowski & Pallardy 1997). La disponibilidad de agua en el suelo aumenta porque se reduce tanto la intercepción a nivel de canopia como la absorción de agua por parte de los árboles remanentes (Vitousek 1981; Kozlowski et al. 1991; Oliva et al. 1993; Landsberg y Gower 1997). Estos aumentos dependen de la intensidad del raleo. Así, por ejemplo, en bosques de *Pinus ponderosa* la humedad del suelo se duplicó luego de raleos muy intensos (Baker 1986). Sin embargo, cuando los raleos aumentan la cobertura del sotobosque la disponibilidad de agua puede disminuir marcadamente (Kozlowski & Pallardy 1997).

El aumento de temperatura y humedad del suelo y la disminución de la competencia por nutrientes entre vegetación y organismos descomponedores estimulan una mayor mineralización de la materia orgánica del suelo (Harcombe 1977; Vitousek 1981; Oliva et al. 1993). Como consecuencia se pueden presentar pérdidas importantes por lixiviación en condiciones de abundantes precipitaciones y, a largo plazo, afectar las propiedades del sitio

(Likens et al. 1977; Vitousek y Melillo 1979), alterando incluso la composición de especies (Landsberg y Gower 1997).

En general, la mayor atención en el estudio de los nutrientes en suelos forestales se ha concentrado en el nitrógeno porque (i) es considerado el principal elemento limitante en bosques templados (Binkley 1986), y (ii) los efectos de disturbios son más marcados que en el caso de otros nutrientes, debido principalmente a las pérdidas en forma de nitratos (Vitousek y Melillo 1979; Vitousek et al. 1982).

Los suelos de la Región Andino-Patagónica son mayoritariamente derivados de cenizas volcánicas (Andisoles) y se caracterizan por una adecuada provisión de nutrientes, alta concentración y estabilidad de la materia orgánica y alta capacidad de almacenamiento de agua (Colmet-Daage et al. 1993, 1995). El principal factor limitante de estos suelos es la baja disponibilidad de fósforo, que es retenido fuertemente en las arcillas alofánicas (Soil Survey Staff 1992). Sin embargo, la vegetación nativa se encuentra adaptada a esta limitante a través de asociaciones micorrícicas (Carrillo et al. 1992; Fontenla et al. 1998), producción de ácidos orgánicos de bajo peso molecular o enzimas fosfatasas (Fox et al. 1990), que le permiten liberar P a partir del retenido en el suelo. Dadas las características mencionadas, se considera que, en general, los suelos volcánicos de la región presentan adecuadas condiciones de fertilidad (disponibilidad de nutrientes y alta capacidad de almacenamiento de agua) y estabilidad (capacidad de reestablecer sus propiedades originales luego de un disturbio). La principal limitante

para la regeneración y sobrevivencia de las especies forestales es la disponibilidad de agua, dado que las precipitaciones se concentran principalmente en otoño-invierno durante el período de mínima actividad vegetativa.

Se plantean como hipótesis de trabajo que los manejos forestales de tipo extractivos y moderados de bosques puros y densos de *A. chilensis*:

❖ alteran en mayor medida la disponibilidad de agua que la fertilidad química y/o biológica del suelo.

El objetivo del presente trabajo es aportar información básica para el manejo sustentable de los bosques de *A. chilensis* en la región, a través del estudio de los efectos de algunas prácticas silvícolas sobre

- * las propiedades relacionadas con la fertilidad química y biológica y
- * el régimen hídrico de los suelos.

II.2- METODOLOGIA

II.2.1- Muestreo a campo:

Los estudios de suelos se realizaron en los sitios Los Cipreses, Rodal 72 y El Guadal. En cada uno de ellos se trabajó en las parcelas sin intervención (LC-C, R72-C y EG-C) y en las intervenidas de menor área basal remanente (LC-I₁, R72-I₁ y EG-I₃).

Profundidad del suelo: se estimó como la distancia entre el borde superior y una capa rocosa. Se evaluó mediante el uso de un barreno de suelos (5 cm de diámetro) o de calicatas.

Distribución de raíces: la distribución en profundidad de raíces de *A. chilensis* se estudió a fin de determinar las profundidades más relevantes para el estudio posterior de fertilidad y régimen hídrico del suelo. Para ello se estudiaron la parcela intervenida de Los Cipreses y las control de Los Cipreses y Rodal 72. En cada parcela, se realizaron dos calicatas, se nivelaron las cuatro paredes de cada una y se registró en cada pared, y a tres profundidades (superficial: 0-10 cm; media: 20-30 cm y profunda: > 70 cm), la densidad de raíces en rectángulos de 200 cm². La densidad fue estimada tres clases de tamaño de raíces según su diámetro (< 1 mm; 1-5 mm y > 5 mm).

Densidad aparente: se evaluó en muestras de 1000 cm³ extraídas en dos puntos de cada parcela y a las tres profundidades mencionadas (0-10 cm, 20-30 cm y > 70 cm).

Porcentaje de suelo mineral expuesto: se evaluó mediante estimación visual en 80 unidades muestrales por sitio (40 por tratamiento) de 1 m² cada una.

Cantidad de hojarasca: se tomaron 59 muestras de 400 cm² cada una (9-11 por tratamiento).

Muestreo de suelos para análisis químicos y físico-químicos: en cada parcela se extrajeron, con un barreno de suelos de 5 cm de diámetro, 9 muestras para las dos primeras profundidades (0-10 cm y 20-30 cm) y 6 para la profundidad > 70 cm (n = 24 muestras/parcela). Se elaboraron muestras compuestas por sitio, tratamiento y profundidad.

Muestreo de suelos para humedad: desde fines de Septiembre de 1993 hasta fines de Abril de 1994 se tomaron, mensualmente, muestras de suelo con un barreno de 5 cm de diámetro. Se colectaron 9 muestras/parcela para la primera (0-10 cm) y la segunda profundidad (20-30 cm) y 6 para la máxima profundidad (> 70 cm). Las muestras se colocaron en envases herméticos de hojalata para la posterior determinación del contenido de agua en laboratorio. En una única ocasión, se extrajeron muestras para estimar constantes hídricas en laboratorio.

II.2.- Mediciones de laboratorio:

II.2.2.1- Análisis físicos, físico-químicos y químicos:

Densidad aparente: las muestras se secaron a 105°C hasta peso constante y se estimó el peso por cm².

Cantidad de hojarasca: las muestras se secaron a 60°C hasta peso constante y se estimó el peso por m².

Contenido de humedad: se determinó por gravimetría a 105°C hasta peso constante.

Constantes hídricas: se determinaron a 1/3 bar y 15 bar con olla de presión y membrana de presión a fin de estimar la capacidad de campo (CC) y el punto de marchitez permanente (PMP), respectivamente.

Análisis físico-químicos y químicos: en muestras secas al aire y tamizadas por malla de 2 mm se determinó: carbono orgánico por el método de digestión húmeda de Walkley y Black; nitrógeno total por la técnica de semi-micro Kjeldahl; fósforo extraíble en NaHCO₃ 0.5M por el método de molibdato-ácido ascórbico (Olsen y Sommers 1982); pH en agua (relación suelo:agua de 1:2,5); pH en

KCl 1N (relación 1:2,5); pH en NaF 1N (relación 1:50); cationes extraíbles en acetato de amonio 1N a pH 7 por espectrometría de absorción atómica (Ca, Mg, Na y K); acidez de cambio (Al + H) por extracción en KCl 1 N y doble titulación con HCl y NaOH 0,025 N (Sadzawka 1990). La capacidad de intercambio catiónico (CIC) se calculó como la suma de cationes mas acidez de cambio.

En muestras frescas tamizadas por malla de 2 mm tomadas en primavera (Septiembre de 1994) se determinó amonio y nitratos en extractos de KCl 2M (relación muestra:solución de 1:10), amonio por el método del azul de indofenol utilizando kits "Uremia" de Wiener Lab y nitratos por el método de Griess-Ilosvay (Keeney y Nelson 1982).

II.2.2.2- Ensayos de mineralización potencial:

Se utilizaron muestras frescas de las parcelas control de Los Cipreses, Rodal 72 y El Guadal, tamizadas por malla de 2 mm. Las muestras fueron incubadas en laboratorio durante 16 semanas bajo condiciones controladas de humedad y temperatura (25°C y 70% de capacidad de campo) según la metodología descrita por Laos et al. (1996). La incubación se realizó en condiciones aeróbicas en cajas de plástico de 250 ml con 100 g de muestra; una vez por semana se controló humedad por gravimetría y se dejaron las cajas expuestas al aire durante una hora. En cada fecha de extracción (0, 1, 2, 4, 6, 8, 12 y 16 semanas), se seleccionaron al azar tres cajas (repeticiones) para determinación de nitrógeno inorgánico (amonio y nitratos) y fósforo extraíble como se describió en el punto anterior. El N neto mineralizado

se calculó substrayendo a los valores de Ni (amonio + nitratos) de cada fecha el correspondiente al tiempo inicial (t_0) (Lerch et al. 1992). Los datos fueron corregidos por peso seco a 105°C.

II.2.3- Análisis de datos:

Las diferencias entre parcelas control en la producción de amonio, nitratos y P extraíble para los tiempos t_0 y t_{16} del ensayo de incubación se analizaron utilizando ANOVA no paramétrico (test de Kruskal-Wallis) (Conover 1980).

Se efectuó un análisis de componentes principales (ACP) considerando las variables físico-químicas, químicas y físicas utilizadas para la caracterización de los suelos (pH en agua, pH en KCl, C, N, CIC, P, CC y PMP correspondientes a cada una de las muestras compuestas de suelo provenientes de cada sitio (LC, R72 y EG), intervención (Control e Intervenida) y profundidad (1: 0-10; 2: 20-30 y 3: > 70 cm). Se utilizó el programa Statgraphics 6.0 (1994-1997).

Se efectuaron correlaciones múltiples entre C orgánico, N total, P extraíble y CIC para el total de datos de suelos provenientes de parcelas control e intervenidas (coeficiente de Pearson).

II.3- RESULTADOS

II.3.1- Características de los suelos en las parcelas control:

Todos los suelos de los sitios en estudio se han desarrollado sobre material de origen volcánico bajo régimen údico y han sido clasificados como Udivitrands (Lopez, com. pers.). La profundidad del suelo varió entre 90 y 120-130 cm, dependiendo de la microtopografía (Tabla II.1). La mayoría de las raíces finas se encontraron en el estrato superficial (48 - 61 % de las raíces finas) mientras que a 70 cm la densidad fue muy baja (Tabla II.1).

Tabla II.1: Distribución de raíces, suelo mineral expuesto, hojarasca y características físicas de los suelos de las parcelas control e intervenidas.

	PROFUNDIDAD	LC-C	LC-I ₃	R72-C	R72-I ₁	EG-C	EG-I ₃
Densidad de raíces finas (N° 100 cm ⁻²)	0 - 10	9,4	11,3	—	—	15,0	—
	20 - 30	5,6	10,0	—	—	9,5	—
	> 70	0,4	2,2	—	—	2,5	—
Profundidad máxima (cm)		120 - 125		120 - 130		120 - 125	
Textura (*)	0 - 10	Pseudo limo		Franco arenoso fino		Pseudo limo arenoso	
	> 70	Arcilloso limoso		Arcilloso arenoso		Arcillosos limoso	
Densidad aparente (g cm ⁻²)	0 - 10	0,60	0,73	0,65	0,85	0,63	0,74
	20 - 30	0,76	0,76	0,74	0,88	0,85	0,77
	> 70	0,99	0,90	0,87	1,00	0,87	0,99
Suelo mineral expuesto (%)		0	0,1	0	0,3	0	0,4
Cantidad de hojarasca (g/m ²)		4490	3775	4355	4025	5625	2497
Capacidad de campo (CC) (1/3 bar)(%)	0 - 10	54,3	45,5	49,5	45,0	16,8	18,0
	20 - 30	53,3	44,4	44,8	39,8	21,8	11,6
	> 70	38,6	32,8	42,2	39,4	17,9	22,7
Punto de marchitez permanente (PMP) (15 bar) (%)	0 - 10	25,4	22,1	23,6	20,2	11,7	9,5
	20 - 30	23,4	24,7	20,3	18,4	9,6	7,5
	> 70	26,7	20,5	24,2	19,6	8,1	7,3
Agua disponible	0 - 10	28,9	23,4	25,9	24,8	5,1	8,5
	20 - 30	29,9	19,7	24,5	21,4	12,2	4,1
	> 70	11,9	12,3	28,0	19,8	9,8	15,4

(*)Tomado de Chauchard et al. (1986), Stecher (1991) y Jimenez (1993).

La textura del suelo fue similar en LC y LM y más gruesa en EG en todo el perfil (Tabla II.1). La densidad aparente en las parcelas control varió entre 0,6 y 0,7 g cm⁻² en superficie, aumentando en profundidad, aunque nunca superó el valor de 0,7 g cm⁻² en la profundidad intermedia. La superficie con suelo mineral expuesto fue muy baja (Tabla II.1).

Se observó que el suelo estaba cubierto por una capa de hojarasca, de no más de 10 cm de profundidad, con presencia dominante de *A. chilensis* y participación, en algunas zonas, de las especies más representativas del sotobosque (*Lomatia hirsuta*, *Aristotelia maqui*, *Schinus patagonicus* y *Nothofagus antarctica*). En las parcelas control la cantidad de hojarasca varió entre 4490 y 5625 g/m² (Tabla II.1).

El pH en agua presentó pocas diferencias entre sitios y profundidades variando entre 6,3 y 6,6. Los valores de pH en KCl siempre fueron más bajos que el pH en agua, con valores entre 4,7 y 5,9. La diferencia entre ambos pH varió entre 0,7 y 1,6, aumentando la diferencia con la profundidad y correspondiendo las mayores diferencias al sitio Los Cipreses. El pH en NaF fue siempre mayor a 9,4 (Tabla II.2).

Las variables C orgánico, N total, CIC y P extraíble disminuyeron en profundidad aunque con diferente intensidad según los sitios (Tabla II.2). En superficie, los valores más altos de C correspondieron a Los Cipreses (67 g kg⁻¹) y los de N total a Los Cipreses y Rodal 72 (en promedio 3,5 g kg⁻¹). La relación C/N en superficie fue mayor en el orden El Guadal > Los Cipreses > Rodal 72 (24, 18 y 14, respectivamente); las diferencias de esta variable entre sitios fueron más marcadas en profundidad,

correspondiendo el mayor valor a El Guadal (34) y los más bajos a Los Cipreses y Rodal 72 (13-19). Los valores más altos de capacidad de intercambio catiónico (CIC) correspondieron a Los Cipreses (14-20 cmol kg^{-1}) y los más bajos a El Guadal (3-11 cmol kg^{-1}). La acidez de cambio (Al+H) fue muy baja en todos los sitios. El catión mayoritariamente representado fue el calcio (70-85% de la CIC). La concentración de P extraíble presentó la siguiente tendencia: Los Cipreses > Rodal 72 > El Guadal. En este sitio fue marcadamente baja, especialmente en profundidad. Considerando todos los sitios (tanto parcelas control como intervenidas), se encontró una correlación positiva significativa entre el contenido de C orgánico y N total, CIC y P extraíble, (coef. Pearson = 0,78, 0,72 y 0,68, respectivamente; $P < 0,005$), que fue aún mayor cuando se eliminó del análisis a El Guadal, suelo que difiere de los demás en su textura arenosa (coef. Pearson= 0,92, 0,91 y 0,92, respectivamente; $P < 0,0001$).

La concentración de N inorgánico del muestreo de primavera fue mayor en el orden Los Cipreses > Rodal 72 y El Guadal (9,1, 4,5 y 3,5 mg kg^{-1} , respectivamente, $p= 0,041$). Estas diferencias se debieron principalmente a diferencias en la concentración de nitratos, que representaron 36% en Los Cipreses (3,3 mg kg^{-1}) y solo 12% en Rodal 72 (0,4 mg kg^{-1}) y El Guadal (0,5 mg kg^{-1}).

Tabla II.2. Características químicas y físico-químicas de los suelos de las parcelas control e intervenidas a diferentes profundidades.

SITIOS	PROFUNDIDAD (cm)	pH		Ca	Mg	Na	K	Al+H	CIC	P	C	N	C/N
		en agua	en KCl										
				----- cmol kg ⁻¹ -----			----- mg kg ⁻¹ -----			----- g kg ⁻¹ -----			
LC-C	0 - 10	6,3	5,3	15,6	2,6	0,12	1,26	0,15	19,7	21,4	67	3,6	18,6
	20 - 30	6,3	5,0	10,2	2,4	0,19	0,92	0,15	13,9	11,8	41	2,6	15,8
	> 70	6,5	4,9	10,0	2,7	0,29	0,91	0,13	14,0	12,4	30	1,6	18,8
LC-I ₁	0 - 10	6,0	4,9	12,8	2,7	0,16	1,30	0,21	17,2	27,3	58	3,2	18,1
	20 - 30	6,2	4,9	10,6	2,2	0,16	1,13	0,16	14,3	13,7	38	2,9	13,1
	> 70	6,2	4,7	8,7	2,5	0,37	0,80	0,20	12,6	10,0	25	1,3	19,2
R72-C	0 - 10	6,6	5,5	11,4	2,5	0,14	0,47	0,07	14,6	12,8	48	3,4	14,1
	20 - 30	6,4	5,4	6,6	1,4	0,11	0,37	0,06	8,5	5,7	28	1,8	15,6
	> 70	6,6	5,2	3,5	1,0	0,19	0,52	0,06	5,3	1,8	14	1,1	12,7
R72-I ₁	0 - 10	6,5	5,5	11,0	2,1	0,13	0,43	0,10	13,8	17,6	47	3,0	15,7
	20 - 30	6,6	5,4	6,6	1,8	0,14	0,36	0,09	9,0	5,9	25	2,4	10,4
	> 70	6,5	5,1	4,2	1,6	0,27	0,42	0,13	6,6	4,1	17	1,0	17,0
EG-C	0 - 10	6,6	5,9	9,8	1,0	0,09	0,39	0,10	11,4	10,4	58	2,4	24,2
	20 - 30	6,3	5,3	5,0	0,7	0,09	0,36	0,09	6,2	3,9	52	1,6	32,5
	> 70	6,3	5,0	2,0	0,4	0,13	0,26	0,14	2,9	1,5	34	1,0	34,0
EG-I ₃	0 - 10	6,5	5,8	6,6	0,7	0,07	0,36	0,10	7,8	8,2	29	1,7	17,1
	20 - 30	6,5	5,4	2,9	0,6	0,07	0,34	0,05	4,0	1,9	26	1,0	26,0
	> 70	6,5	5,2	2,2	0,4	0,11	0,38	0,10	3,2	1,9	20	1,1	18,2

Los resultados del ensayo de mineralización potencial bajo condiciones controladas de humedad y temperatura indicaron:

(i) una alta capacidad de retención de P (valores al final del ensayo \leq que al inicio) y presentaron la siguiente tendencia en la disponibilidad de este nutriente: Los Cipreses > Rodal 72 > El Guadal ($p= 0,0001$ en primavera) (Fig. II.1);

(ii) mayores tasas de mineralización de nitrógeno en Los Cipreses que en Rodal 72 y El Guadal ($t_{16}-t_0 = 63, 16$ y 41 mg kg^{-1} , respectivamente, $p= 0,027$) (Fig. II.2a) y

(iii) predominio del proceso de nitrificación en todos los sitios, pero con retraso en el caso de Rodal 72 y El Guadal en comparación con Los Cipreses (Fig. II.2b).

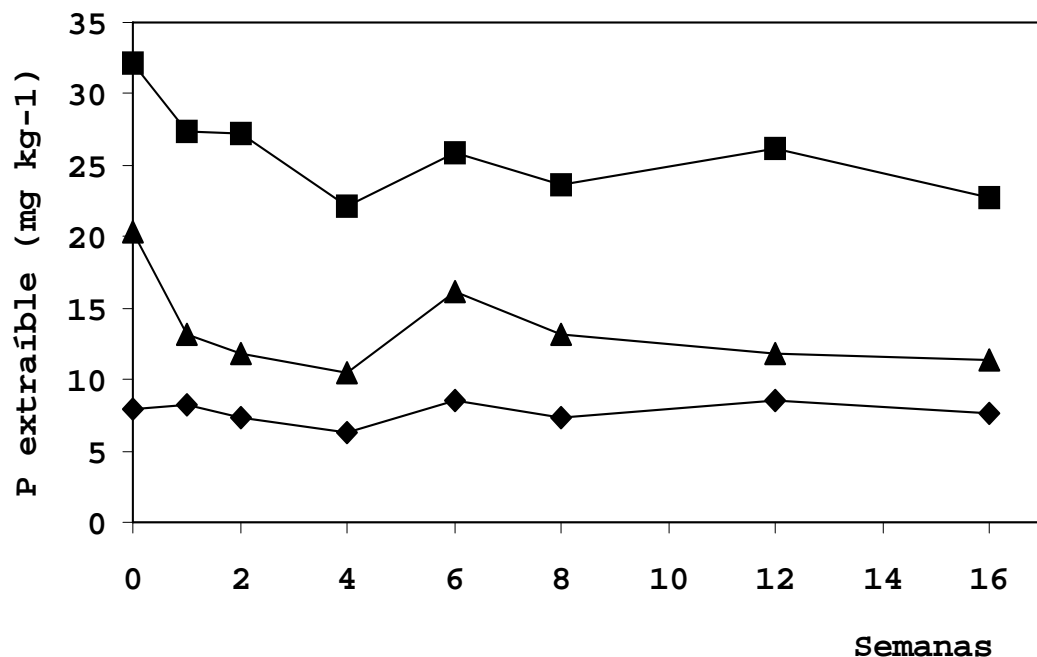


Figura II.1: Fósforo extraíble en incubaciones de laboratorio de muestras de suelos correspondientes a las parcelas control de los tres sitios en estudio. Los Cipreses (■); Rodal 72 (▲); El Guadal (◆).

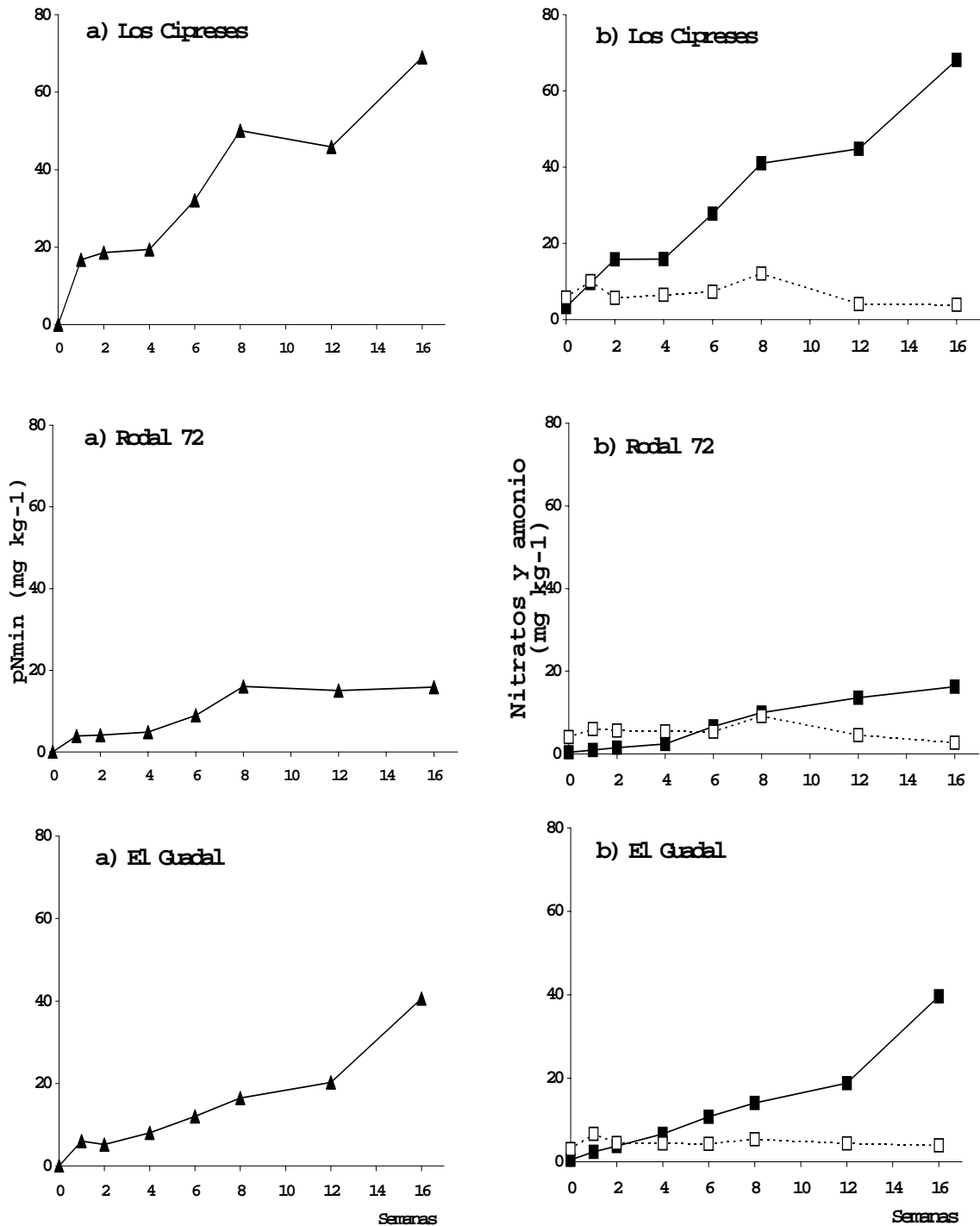


Figura II.2: a) Mineralización potencial de N (pNmin) y b) concentración de nitratos (marcas llenas) y de amonio (marcas vacías) en incubaciones de laboratorio de suelos provenientes de las parcelas control de Los Cipreses, Rodal 72 y El Guadal.

La capacidad de almacenamiento de agua, calculada como la diferencia entre el agua retenida a 1/3 y 15 bar, fue similarmente alta para Rodal 72 y Los Cipreses (20-30% entre 0-30 cm) y muy baja en El Guadal (4-12% entre 0-30 cm) (Tabla II.1). En todos los sitios y profundidades analizadas, se observó el efecto de los meses de muestreo en la humedad del suelo, reflejando la marcada estacionalidad del régimen hídrico, si bien en El Guadal fueron constantemente bajos (Fig. II.3). Los valores mínimos correspondieron a los meses de Enero a Marzo. En Abril se produjo recuperación del contenido de agua coincidiendo con el inicio de la época de lluvias. En profundidad la recuperación fue mayor en Rodal 72 que en Los Cipreses, y en superficie mayor en Los Cipreses que en Rodal 72.

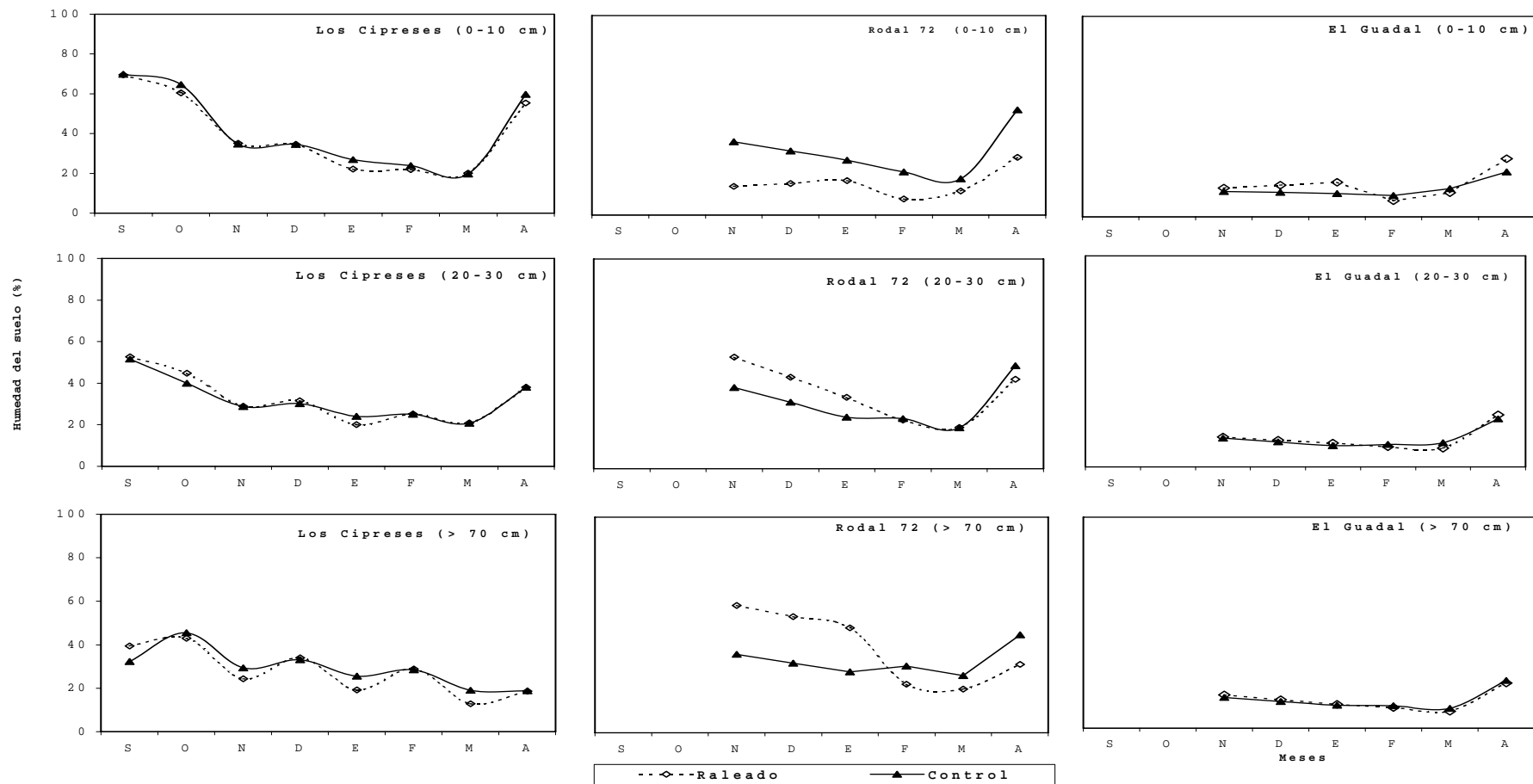


Figura II.3: Humedad del suelo en las parcelas control e intervenidas de los tres sitios de estudio.

II.3.2. Efecto de las prácticas forestales:

El suelo mineral expuesto en las parcelas con intervenciones forestales fue muy bajo y similar al registrado en las parcelas sin intervención. La densidad aparente aumentó entre un 15 y un 26% en superficie en las parcelas intervenidas (Tabla II.1).

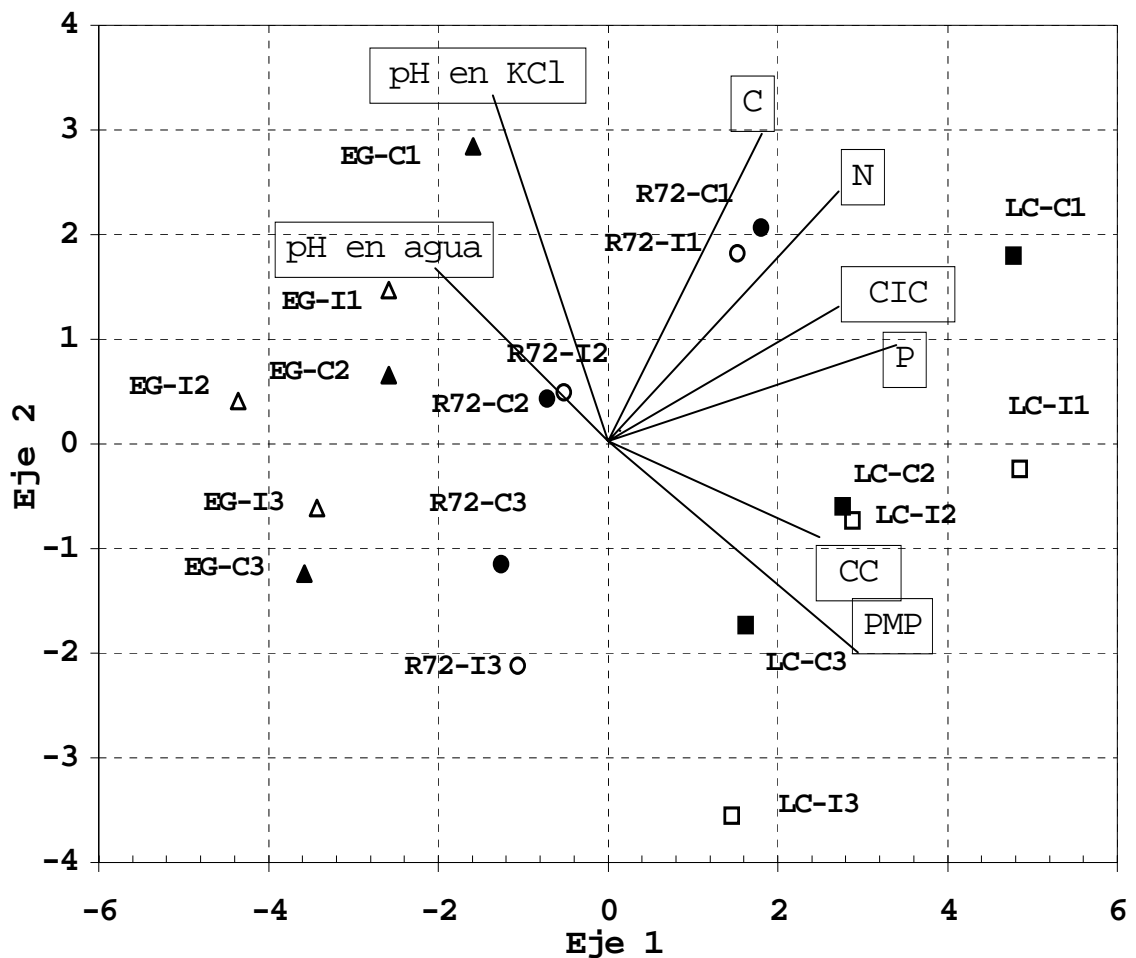


Figura II.4: Ordenación de las muestras de suelo (ACP) según la procedencia (ν : Los Cipreses; λ : Rodal 72 y σ : El Guadal; Tabla II.2), el tipo de intervención (figuras llenas: control; figuras vacías: intervenidas) y la profundidad del suelo (1: 0-10; 2: 20-30 y 3: > 70 cm) y las variables consideradas en el estudio (características químicas, físicas y físico-químicas).

El análisis de componentes principales permitió clasificar los sitios de acuerdo a su fertilidad. La figura II.4 muestra la "birepresentación" del primer plano factorial del ACP en el que se incluyen las muestras estudiadas y las variables consideradas. La longitud de las líneas indica la correlación de las variables con los componentes principales. Las variables estudiadas presentaron similar longitud, o sea, que todas contribuyen de manera aproximadamente similar a explicar los componentes. Estos ejes explican el 78 % de la variabilidad. El primer eje ilustra de derecha a izquierda los sitios (Los Cipreses, Rodal 72 y El Guadal) y el segundo eje de arriba hacia abajo las profundidades (superficie, intermedia y profunda). Por otro lado, el ángulo entre las variables indica la correlación, así, las variables indicadoras de fertilidad del suelo (C, N, P y CIC) se ubicaron en el cuadrante superior derecho, asociadas a los suelos superficiales de Los Cipreses y Rodal 72, de mayor fertilidad que El Guadal.

Este tipo de análisis no refleja el comportamiento individual de cada variable, ya que considera el conjunto de las mismas y, por lo tanto, se diluye el efecto de una variable en particular.

En el caso de El Guadal, se observó una disminución del 50% en la cantidad de hojarasca (Tabla II.1) y del contenido de C orgánico del suelo en los horizontes superficial y subsuperficial (Tabla II.2). Asimismo, se verificó una reducción del 32% de la CIC, asociada fundamentalmente a una reducción del 37% en el contenido de Ca (Tabla II.2). En cambio, en las parcelas intervenidas de

Rodal 72 y Los Cipreses estas variables (C orgánico, CIC y Ca) se redujeron entre un 2 % y un 13 % respecto a los controles. Considerando simultáneamente los cambios en densidad aparente y en concentración de nutrientes del suelo de las parcelas intervenidas respecto a los controles es posible estimar las tasas de cambio anuales. Los suelos de las parcelas intervenidas de Los Cipreses y del Rodal 72 ganaron C, N y P; mientras que los de El Guadal registraron pérdidas de dichos elementos (Figura II.5.a).

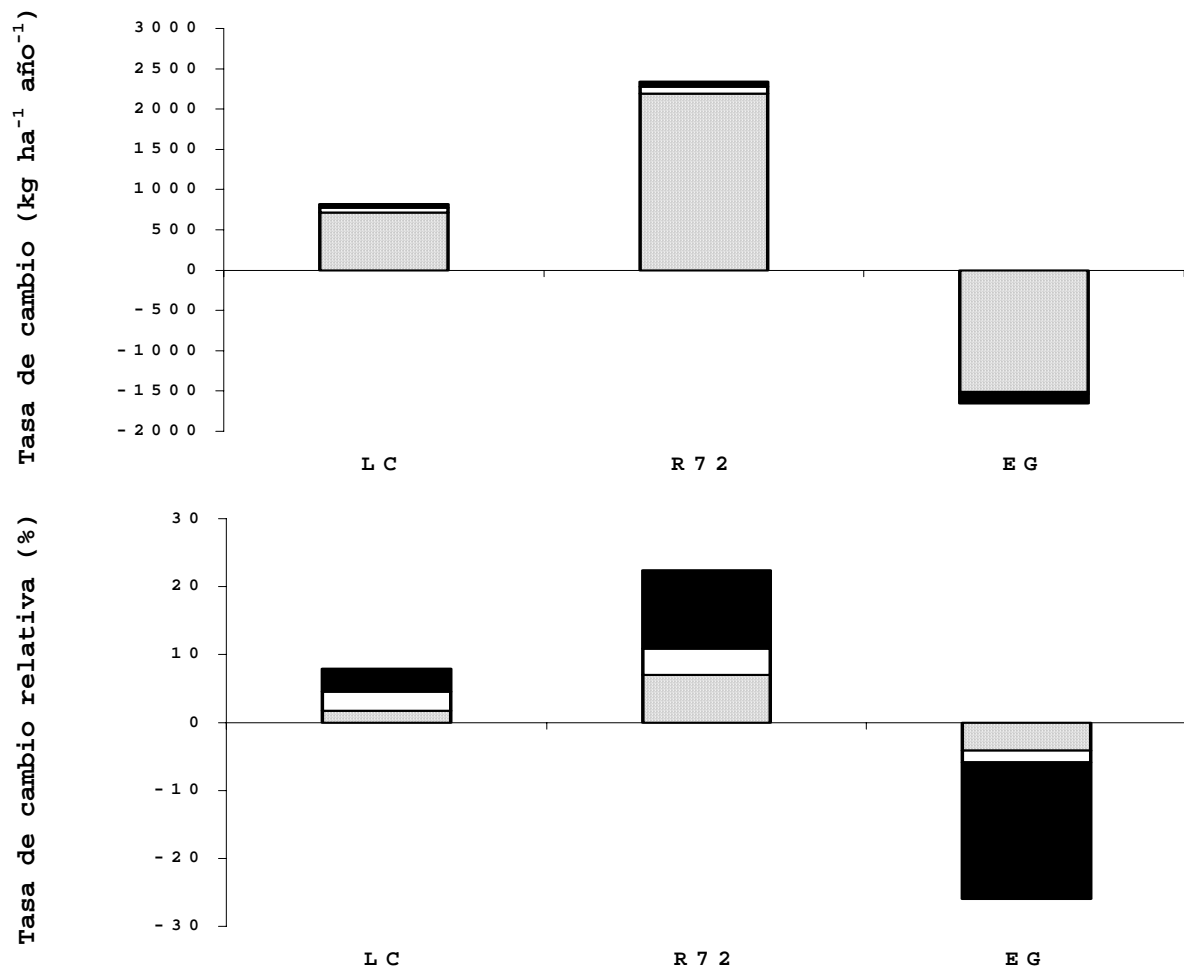


Figura II.4: Tasas de cambio (a) y tasas de cambio porcentual (b) de P (negro), N (blanco) y C (punteado) en suelos superficiales (0 - 10 cm) de las parcelas intervenidas de Los Cipreses (LC), Rodal 72 (R72) y El Guadal (EG).

Las mayores tasas de cambio respecto a las cantidades de dichos elementos en los suelos controles (tasa de cambio relativa) correspondieron al P (Figura II.5.b).

La humedad del suelo disminuyó en superficie (0-10 cm) y aumentó en profundidad (20-30 cm y > 70 cm) en la parcela intervenida de Rodal 72. Las diferencias entre profundidades fueron más importantes en los meses de Octubre y Noviembre. En los otros sitios (Los Cipreses, El Guadal), no se observaron diferencias del régimen hídrico entre parcelas control e intervenidas (Fig. II.3).

II. 4- DISCUSION

II.4. 1- Fertilidad de suelos:

La fertilidad de los suelos en estudio está marcadamente influenciada por el carácter alofánico de los mismos, que se confirma con los valores de densidad aparente generalmente menores a 0,9 y de pH en NaF mayores a 9,4 (Fieldes y Perrot 1966). En este tipo de suelos, predominan arcillas amorfas de carga variable (dependiente del pH) y alta microporosidad que les confieren características físicas, químicas y físico-químicas particulares que se manifestaron en el área de estudio a través de las siguientes características:

- i) alta estabilidad de la materia orgánica: por fenómenos de adsorción en las superficies activas de los alofanos, pero fundamentalmente por protección física dentro de los microporos que limita el ataque de enzimas libres y microorganismos (Martin y Haider 1986; Oades et al. 1989). Esta característica se manifestó en los sitios en

estudio en un alto contenido de materia orgánica (M.O.) en superficie (C orgánico x 1,72 =8-11%).

- ii) capacidad de intercambio iónico dependiente del pH:** en suelos de carga variable, el pH del punto isoeléctrico de carga (pH_0) determina el punto de inflexión en el predominio de carga negativa o positiva, o sea, de intercambio catiónico (CIC) o aniónico (CIA). En el sistema coloidal de los suelos en estudio predominó carga negativa (CIC), confirmada por la diferencia positiva entre el pH en agua y pH en KCl (Mekaru y Uehara 1972). En promedio, la mayor diferencia entre ambos pH correspondió a Los Cipreses y estuvo asociada a los mayores valores de CIC. Por otro lado, la CIC depende de la superficie activa de las partículas minerales, fundamentalmente arcillas y los valores fueron, por lo tanto, muy bajos en El Guadal de textura predominantemente arenosa.
- iii) marcada asociación entre materia orgánica y capacidad de intercambio catiónico:** la materia orgánica disminuye el pH_0 , aumentando el rango de pH con predominio de carga negativa (CIC) y, por lo tanto, contribuye a mantener cationes disponibles para las plantas (Oades et al. 1989). Los mayores valores de CIC en los sitios en estudio se correspondieron con los mayores contenidos de materia orgánica (horizonte superficial). A su vez la disminución de la materia orgánica en el rodal intervenido de El Guadal se asoció a una tendencia similar en la CIC.
- iv) alto poder amortiguador:** debido a la gran afinidad del H^+ por los grupos activos de los coloides del suelo de carga variable, fundamentalmente polímeros de hidroxil-Al de los alofanos y policarboxilos de la materia orgánica,

que se comportan como ácidos débiles (Wada 1985; Oades et al. 1989). Los suelos volcánicos presentan, por lo tanto, una gran capacidad para mantener el pH, fundamentalmente en el caso de suelos jóvenes con alta proporción de partículas activas (alofanos). Los suelos de los sitios en estudio presentaron pH ligeramente ácidos con un rango de variación muy bajo tanto en profundidad como entre sitios y tratamientos.

- v) alta capacidad de retención de fósforo: el P es retenido selectivamente en suelos de carga variable, siendo una característica de los Andisoles una capacidad de retención de P mayor a 85% (Soil Survey Staff 1992). Sin embargo, se observaron diferencias de disponibilidad de P entre sitios, probablemente atribuibles a los contenidos de M.O. Existe una controversia respecto al efecto de la M.O. en la retención del P. Así, Wada (1985) sostiene que la retención de P aumenta con mayores contenidos de M.O. debido al aumento de sitios activos, mientras que en una revisión realizada por Sánchez y Uehara (1980) se postula lo contrario, atribuyendo a la M.O. la capacidad de bloquear sitios activos de los alofanos. En el presente estudio, se observó una clara tendencia a mayor disponibilidad de P con mayor contenido de M.O.; los valores de P extraíble en superficie de los sitios Los Cipreses y Rodal 72 fueron mayores que 15 mg kg^{-1} , considerado el valor crítico para este tipo de suelos (Sánchez y Salinas 1982), mientras que en El Guadal fueron menores que dicho valor y marcadamente bajos en profundidad. Estos valores se mantuvieron constantes en incubaciones con muestras frescas en laboratorio durante todo el período de incubación (alrededor de 25 mg kg^{-1} en Los Cipreses,

15 mg kg⁻¹ en Rodal 72 y menos de 10 mg kg⁻¹ en EG), lo que implica mineralización nula o retención inmediata en los alofanos del P mineralizado.

vi) alta capacidad de almacenamiento y de drenaje del agua: los Andisoles presentan baja densidad aparente debido a la baja densidad de las partículas alofánicas y al alto contenido de M.O. El volumen de poros es muy grande y, aunque esto es en parte debido al gran espacio poroso de los minerales alofán e imogolita, también es atribuible al alto contenido de M.O. que juega un rol fundamental en las uniones entre partículas, conduciendo a la formación de agregados muy estables que retienen altos contenidos de agua (Wada 1985; Oades et al. 1989; Shoji et al. 1993). En general, los Andisoles contienen más agua a una tensión determinada que los suelos derivados de otros minerales, y el agua disponible para la vegetación (diferencia de humedad entre 1/3 y 15 bar) es también mayor. A una tensión de 15 bar, correspondiente al punto de marchitez permanente, los Andisoles pueden contener valores de humedad mayores a 20% (Mizota y van Reeuwijk 1989); valores similares se observaron en el presente estudio para los sitios Los Cipreses y Rodal 72. Sin embargo, existe una gran discusión acerca de las metodologías empleadas para determinar el contenido de humedad a 15 bar, especialmente en el caso de las membranas de presión, que aparentemente sobreestiman el valor correspondiente y, en consecuencia, subestiman el agua disponible para las plantas a la mitad de la determinada con el método de centrífuga (Wada 1985). Por otro lado, los valores de 15 bar para PMP han sido establecidos en base al crecimiento de plantas anuales como girasol, soja o

tomate y probablemente no reflejan el valor real para leñosas perennes (Attiwill y Leeper 1987). En el presente estudio, la metodología empleada fue la de membrana de presión y, por lo tanto, es posible que exista una subestimación del agua disponible.

El análisis de los tres sitios en estudio, permite concluir que los suelos de Los Cipreses y Rodal 72 son de desarrollo reciente (jóvenes) y con adecuadas condiciones de fertilidad debido a la fuerte asociación M.O.-alofanos que les confiere alta estabilidad de la M.O., poder amortiguador (pH ligeramente ácidos), adecuada retención de cationes (predominio de CIC) y provisión de fósforo, y estructura muy estable (alta capacidad de almacenaje de agua). Estas características positivas se manifiestan poco en el caso de El Guadal, donde el predominio de una textura arenosa disminuye la presencia de alofanos activos y, por lo tanto, de la asociación arcilla-M.O.

Considerando la concentración de N inorgánico y la proporción nitratos:amonio en el muestreo de primavera, y las demás características ya descriptas, puede concluirse que la fertilidad de los sitios en estudio sigue el orden Los Cipreses > Rodal 72 > El Guadal. El suelo más fértil corresponde a Los Cipreses (mayores valores de M.O., CIC, P extraíble, N inorgánico y nitratos) y el menos fértil a El Guadal; Rodal 72 representa un sitio de características intermedias, pero más cercanas a Los Cipreses que a El Guadal.

Las incubaciones de suelo de las parcelas control durante 4 meses en laboratorio permitió evaluar la capacidad potencial de mineralización del N del suelo superficial. Dado que en este tipo de ensayos, las condiciones de humedad y temperatura se mantienen

constantes a un nivel óptimo para la actividad de los microorganismos, se considera que fundamentalmente permiten estimar la presencia de amonificadores y nitrificadores, y la cantidad/calidad del substrato nitrogenado (Vitousek y Matson 1985). La calidad del substrato está relacionada con la relación C/N del suelo, la que a su vez depende de la hojarasca producida por la vegetación dominante. En general, se considera que, a mayor relación C/N la tasa de mineralización es menor y el proceso de nitrificación se retrasa o predomina la amonificación (Vitousek et al. 1982; Adams y Attiwill 1986). En los sitios estudiados, los mayores valores de mineralización potencial de N correspondieron a Los Cipreses y los menores a Rodal 72, a pesar de que el contenido de N y la relación C/N fue muy similar en ambos suelos. En El Guadal, con mayores relaciones C/N y menor contenido de N total, los valores de capacidad potencial de mineralización de N fueron intermedios. Resulta interesante comparar los resultados obtenidos en este trabajo con los de estudios posteriores en otros bosques de la Región Andino-Patagónica, incluyendo sitios diferentes de *A. chilensis* y bosques de *Nothofagus* spp. (Tabla II.3). Si bien, los valores de mineralización del Rodal 72 fueron mas bajos que los de los demás sitios de estudio, estas diferencias quedan relativizadas dado que, en general, los sitios de *A. chilensis* presentan valores bajos de mineralización potencial de N en comparación con bosques puros de *Nothofagus* spp., con excepción de matorrales post-fuego de *N. antarctica*, (valores menores a 100 mg kg^{-1} vs. valores mayores a 200 mg kg^{-1} , respectivamente). Estos resultados reflejan la alta capacidad de conservación de N de *A. chilensis*, que produce una hojarasca con concentraciones constantes de N de

0,50%, independientemente de la fertilidad del sitio (Buamscha et al. 1998; Mazzarino et al. 1998). La alta capacidad de conservación de N de esta especie estaría aparentemente relacionada con las coníferas en general, y explicaría la amplia distribución natural de este grupo funcional en sitios de baja fertilidad (Gosz 1981; Nadelhoffer et al. 1985; Aerts 1996). Con posterioridad a un disturbio que incremente la disponibilidad de recursos, y por lo tanto la mineralización, podría esperarse que los sistemas dominados por especies con estrategia conservativa en el uso del N sean mas resistentes a la pérdida de este elemento. Sin embargo, en presencia de disturbios de alta intensidad y con altas pérdidas de nitratos la resiliencia del sistema podría verse comprometida. Estos patrones de mineralización no deben extrapolarse sencillamente a las condiciones de campo, particularmente en zonas con clima de tipo mediterráneo, con época de precipitaciones desfazada de la época de mayores temperaturas y por lo tanto ensayos de mineralización a campo son necesarios para poder hacer extensivos estos resultados a las condiciones naturales.

Tabla II.3: Comparación de concentraciones de nitratos, amonio y capacidad potencial de mineralización de N (pNmin) a 16 semanas de incubación en suelos de diferentes comunidades de los bosques Andino-Patagónicos. Bosque (B); Matorral (M).

Comunidades	Sitio	Amonio %	Nitrato %	PNmin mg kg ¹	Referencias
<i>A. chilensis</i>	B Los Cipreses	5,4	94,6	62,9	
<i>A. chilensis</i>	B Rodal 72	13,9	86,1	15,9	
<i>A. chilensis</i>	B El Guadal	9.1	90.9	40.6	
<i>A. chilensis</i>	B San Ramón	6,0	97,0	77,8	Buamscha et al. (1998)
<i>A. chilensis</i> y <i>N. dombeyi</i>	B Mascardi	8,3	91,7	41,4	Buamscha et al. (1998)
<i>A. chilensis</i>	B Chall-Huaco	4,2	95.8	66,9	Gobbi et al. (1999)
<i>A. chilensis</i>	B El Foyel	3,3	96.7	60,0	Gobbi et al. (1999)
<i>N. dombeyi</i>	B Llao-Llao	12,6	87,6	200,6	Mazzarino et al. (1998)
<i>N. antarctica</i>	B Tierra del Fuego	86,8	13,2	310,5	Mazzarino et al. (1998)
<i>N. antarctica</i>	B Tierra del Fuego	32,6	67,4	231,8	Mazzarino et al. (1998)
<i>N. antarctica</i>	M Chall-Huaco	3,1	96,9	32,7	Gobbi et al. (1999)
<i>N. pumilio</i>	B Chall-Huaco	13,7	86,3	250	Alauzis (1999)

Los cambios en el contenido de nutrientes del suelo dependen del tiempo transcurrido desde la intervención y

del tipo de extracción (Fisher 2000). Las tasas de cambio positivas (ganancias) de N, P y C en los horizontes superficiales y medio de las parcela intervenida de Los Cipreses y Rodal 72 pueden atribuirse a que el suplemento de nutrientes suele incrementar en los primeros años, principalmente como resultado de una menor competencia microbiana por N y por incrementos en la descomposición. Las tasas de cambio negativas (pérdidas) de El Guadal confirman la menor estabilidad de los complejos húmico-alofánicos de este suelo de textura arenosa, que a su vez corresponde al sitio de mayor intensidad de intervención con pérdidas importantes de hojarasca, aunque el área basal remanente es similar al de la parcela raleada del Rodal 72. Los demás sitios presentan una alta estabilidad, con variaciones poco marcadas de los parámetros de fertilidad considerados. La baja estabilidad y productividad de los suelos derivados de arenas volcánicas vs. cenizas volcánicas, y la importancia de considerar dichas diferencias en el manejo silvicultural, también ha sido enfatizada en estudios de plantaciones de *Pinus radiata* en Chile (Gerding 1993). Por otro lado, estudios de productividad en parcelas muy próximas a Rodal 72 y El Guadal, también concluyen que el ecosistema más frágil corresponde a El Guadal (Goya et al. En revisión).

II.4.2- Régimen hídrico.

En regiones con predominio de clima mediterráneo, el agua es la limitante principal para el crecimiento de los árboles, dado que coinciden las épocas de mínima disponibilidad en el suelo con la mayor evapotranspiración potencial. Por lo tanto, en este tipo de clima, la

disponibilidad de agua regula la productividad del bosque, y especialmente la germinación y sobrevivencia de las plántulas debido al desecamiento del suelo superficial. La competencia por agua entre plántulas o entre plántulas y herbáceas de raíces superficiales disminuye a medida que las raíces son capaces de absorber agua de horizontes más profundos (Sands y Nambiar 1984; Richardson 1993).

Villalva y Veblen (1997) consideran que el crecimiento de *A. chilensis* depende marcadamente de la precipitación de primavera y principios del verano. Por otro lado, la época de germinación de las semillas corresponde al mes de Noviembre y las plántulas son muy sensibles a la sequía (Rovere 1991; Gobbi y Sancholuz 1992). En el presente estudio, la humedad del suelo en los sitios Los Cipreses y Rodal 72 disminuyó marcadamente en el transcurso de la primavera-verano, pero en Noviembre-Diciembre fue todavía considerablemente alta, tanto en superficie como en profundidad; entre Enero y Marzo los valores fueron \leq al punto de marchitez permanente y volvieron a aumentar marcadamente en Abril. Con respecto a los valores de PMP, debe remarcarse que es posible, por un lado, una sobreestimación de los mismos por la metodología empleada y, por el otro, que la humedad a 15 bares no refleje necesariamente el valor de PMP correspondiente a leñosas perennes (ver sección II.4.1.vii). De cualquier manera, a menos de 15 bares la conductividad hidráulica del suelo es tan baja que el agua prácticamente no se mueve y la absorción por parte de las raíces está severamente limitada para la mayoría de las especies. La sobrevivencia de las especies bajo estas condiciones depende de mecanismos para evitar la pérdida de agua como ajuste osmótico, cierre estomático, cutícula gruesa, etc. (Lambers et al. 1998). En

el sitio sobre arenas volcánicas (El Guadal) los valores de humedad del suelo fueron permanentemente bajos durante todo el período primavera-verano con un patrón constante para todas las profundidades (Fig. II.3).

Si bien se considera que el efecto de los raleos en bosques de coníferas resulta, generalmente, en un aumento de la humedad del suelo durante el verano (Zahner y Whitmore 1960; Bassett 1964; Ohtonen et al. 1992; Marra y Edmonds 1996), el comportamiento en los sitios en estudio fue diferente para los tres casos considerados:

1. Los sitios Los Cipreses y Rodal 72 presentaron variaciones en el régimen hídrico a pesar de valores similares de CC, PMP y en consecuencia de agua disponible:

(i) En profundidad, el contenido de agua en Los Cipreses fue menor que en las parcelas intervenidas de Rodal 72. Este patrón sería atribuible a la mayor densidad de árboles de gran área basal en Los Cipreses que estarían absorbiendo agua de las mayores profundidades. Podría concluirse que raleos del orden de 30% en bosques densos de alta área basal no alteran el régimen hídrico del sitio (Los Cipreses), mientras que en bosques más ralos y de menor área basal (Rodal 72) aumentan el contenido de agua en profundidad.

(ii) La recuperación de la humedad del suelo en superficie al comienzo del otoño fue mayor en Los Cipreses que en Rodal 72 y, especialmente en la parcela intervenida de Rodal 72, los valores de humedad superficial fueron muy bajos. Este efecto es probablemente atribuible a un mayor consumo de agua por las plántulas, dado que en Rodal 72 el nivel de

regeneración y sobrevivencia fue mucho mayor que en Los Cipreses (incluso cuando se comparan solo los controles) (Tabla III.4 y Fig. III.6) y la densidad de herbáceas no presentó diferencias entre las parcelas (ver Fig. V.3).

- 2) En El Guadal, las intervenciones aunque más intensas (55% de área basal) no aumentaron el contenido de agua, porque el suelo presenta características intrínsecas de baja disponibilidad (entre 4 y 12 % de agua disponible en los horizontes superficial y subsuperficial vs. 20 a 30% en Los Cipreses y Rodal 72).

Es posible que el mayor nivel de regeneración y sobrevivencia de plántulas observado en el raleo de Rodal 72 esté asociado al mayor contenido de agua que habría facilitado una mayor producción de semillas viables. Generalmente, se considera que el crecimiento reproductivo es más sensible al stress de agua que el vegetativo (Chiariello & Gulmon 1991), particularmente en las plantas femeninas (Freeman & McArthur 1982). La mayor disponibilidad de agua aumenta la conductancia dentro de la planta (Landsberg & Gower 1997) y estaría facilitando el movimiento de agua y fotosintatos a los órganos reproductivos, asegurando la producción de semillas viables. Como puede observarse en la Fig. III.7 existe una marcada correlación positiva entre la humedad del suelo en profundidad tanto durante primavera como principios del verano y el número de plántulas producidos en esa estación (coef. correlación de Spearman = 0,93 y 0,94 para Noviembre y Enero respectivamente). Sin embargo, el número de plántulas mayores de 1 año fue muy bajo, independientemente del sitio y del tipo de intervención; probablemente otros

factores, además del stress hídrico están condicionando la sobrevivencia de plántulas mayores de un año.

La existencia de agua en profundidad puede contribuir, a mediante el mecanismo de "ascenso hidráulico" (Richards & Caldwell 1987), a transferir agua a través del sistema radicular, desde las capas más profundas del suelo a las más secas y superficiales. Este proceso, muy común en árboles y arbustos de zonas semiáridas y/o de clima mediterráneo, facilitaría el crecimiento de las raíces y mantendría la viabilidad de las más finas (Burgess 1998) y podría mejorar las condiciones hídricas para las plántulas de *A. chilensis* durante el verano.

BIBLIOGRAFIA

- Adams, M.A. & P.M. Attiwill. 1986. Nutrient cycling and nitrogen mineralization in eucalypt forests of south-east Australia. *Plant and Soil* 92: 341-362.
- Aerts, R. 1996. Nutrient resorption from senescing leaves of perennials: are there general patterns?. *Journal of Ecology* 84, 597-608.
- Alauzis, M.V. 1999. Cambios en la fertilidad química, físico-química y biológica del suelo en parches incendiados de un bosque de *Nothofagus pumilio*. Trabajo para optar al grado de Licenciada en Ciencias biológicas. CRUB - Universidad Nacional del Comahue. 85 pp.
- Attiwill, P.M. & G.W. Leeper. 1987. *Forest Soils and Nutrient Cycles*. Melbourne University Press, Victoria, Australia. 202 pp.
- Baker, M.B. 1986. Effects of ponderosa pine treatments on water yield in Arizona. *Water Resources Res.* 22:67-73.
- Bassett J.R. 1964. Diameter growth of loblolly pine trees as affected by soil moisture availability. U.S., For. Serv. Res. Pap. SO SO-59
- Binkley, D. 1986. *Forest Nutrition Management*. John Wiley and Sons, New York. 290 pp.
- Buamscha, M.G.; Gobbi, M.; Mazzarino, M.J. & F. Laos. 1998. Indicators of nitrogen conservation in *Austrocedrus chilensis* forests along a moisture gradient in Argentina. *Forest Ecology and Management* 112:253-261.
- Burgess, S.S.O; Adams, M.M.; Turner, N.C. & C.K. Ong. 1998. The redistribution of soil water by tree root systems. *Oecologia* 115:306-311.

- Carrillo, R.; Godoy, R. & H. Peredo. 1992. Simbiosis micorrícica en comunidades boscosas del Valle Central en el sur de Chile. *Bosque* 13 : 57-67.
- Colmet-Daage, F.; Mazzarino, M.J. & M.L. Lanciotti. 1993. Características de los suelos volcánicos en el SO de Chubut. XIV Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo, Mendoza. p.417-418.
- Colmet-Daage, F.; M.L. Lanciotti & A. Marcolin. 1995. Importancia de los suelos volcánicos de la Patagonia Norte y Central. INTA-SAGyP, Centro Regional Patagonia Norte, EEA Bariloche, Area Recursos Naturales. 27 pp.
- Conover, W.J. 1980. *Practical Nonparametric Statistics*. J. Wiley & Sons. 493 pp.
- Chauchard, L. 1986. Plan de Ordenación Cuartel de Loma del Medio-Río Azul. Comisión Mixta, convenio IFONA-Servivio Forestal Andino.
- Chiariello & Gulmon .1991. Stress effects on plant reproduction. In Mooney, H.A.; Winner, W.E. & E.J. Pell (Eds.). *Responses of Plants to Multiple Stress*. Academic Press, New York. Pp. 161-188.
- Fieldes, M. & K.N. Perrot. 1966. The nature of allophane in soils. III. Rapid field and laboratory test for allophane. *New Zealand Journal of Soil Science* 9:623-629.
- Fisher, R.F. & D. Binkley. 2000. *Ecology and Managment of Forest Soils*. John Wiley & Sons. New York. 450 pp.
- Fontenla, S.; Godoy, R.; Rosso, P. & M. Havrylenko.1998. Root associations in *Austrocedrus* forests and seasonal dynamics of arbuscular mycorrhizas. *Mycorrhiza* 8:29-33.
- Fox, T.R.; Comerford, N.B. & W.W. McFee. 1990. Kinetics of phosphorous release from Spodosols: Effects of

- oxalate and formate. Soil Science Society of America Journal 54: 1441-1447.
- Freeman, D.C. & E.D. McArthur. 1982. A comparison of twig water stress between males and females of six species of desert shrubs. Forest Science 28:304-308.
- Gerding, V. 1993. Estabilidad de plantaciones de *Pinus radiata* D. Don: Extracción y pérdida de elementos nutritivos asociadas al manejo. Sociedad Chilena de la Ciencia del Suelo. Bol. N° 10:55-63.
- Gobbi, M. & L. Sancholuz. 1992. Regeneración post-incendio del ciprés de la cordillera (*Austrocedrus chilensis*) en los primeros años. Bosques 13:25-32.
- Gobbi, M.; Mazzarino, M.J.; Roselli, L.; Moyano, S. & T. Schlichter. 1999. Nativas vs. exóticas en la Región Andino-Patagónica: Efectos de pinos en la fertilidad del suelo. XIX Reunión Argentina de Ecología, Tucumán.
- Gosz, J.R. 1981. Nitrogen cycling in coniferous ecosystems. Ecological Bulletin 3, 405-426.
- Goya, J.F.; P.F. Yapura, J.J. Ferrando, M.D. Barrera & M.A. Arturi. Crecimiento individual y de rodales de *Austrocedrus chilensis* en El Bolsón, Rio Negro, Argentina. Revista Facultad de Agronomía de la Plata. En revisión.
- Harcombe, P.A. 1977. Nutrient accumulation by vegetation during the first year of recovery of tropical forest ecosystem. In Cairns, J.; K. Dickison & E.E. Herricks (Eds.). Recovery and restoration of damaged ecosystems. Univ. of Virginia Press., Charlottesville, Virginia, USA. Pp 347-378.
- Jiménez, C.D. 1993. Evaluación de raleos de bosquetes juveniles de Ciprés de la cordillera (*Austrocedrus chilensis*) en la reserva forestal "El Guadal", El

- bolsón, Río Negro. Informe práctica laboral. AUSMA-Universidad Nacional del Comahue. San Martín de los Andes. 38 pp.
- Keeney, D.R. & D.W. Nelson. 1982. Nitrogen-Inorganic Forms. In: Page, A.L.; Miller, R.H.; Keeney, D.R. (Eds.). Methods of Soil Analysis, Part 2, 2nd. ed. Series Agronomy Nr. 9, ASA-SSSA, Madison, Wisconsin, pp. 643-698.
- Kozlowski, T.T.; P.J. Kramer & S.G. Pallardy. 1991. The physiological ecology of woody plants. Academic Press, Inc. 248-302.
- Kozlowski, T.T. & S.G. Pallardy. 1997. Growth control in Woody Plants. Academic Press, San Diego. 641 pp.
- Lambers, H., Chapin III, F.S. & T.L. Pons. 1998. Plant physiological ecology. Springer, New York. 540 pp.
- Landsberg, J.J. & S.T. Gower. 1997. Applications of Physiological Ecology to Forest Management. Series Physiological Ecology. H.A. Mooney (ed.). Academic Press, Inc. California, USA. 354 pp.
- Lerch, R.N.; Barbarick, K.A.; Sommers, I.E. & D.G. Westfall. 1992. Sewage sludge proteins as labile C and N sources. Soil Science Society of America Journal 56:1470-1476.
- Laos, F.; Mazzarino, M.J.; Satti, P.; Roselli, L. & G. Costa. 1996. Liberación de nutrientes de residuos orgánicos derivados de actividad piscícola y urbana en la Región Andino-Patagónica, Argentina. Ciencia del Suelo 14:24-29.
- Likens, G.E.; Bormann, F.H.; Pierce, R.S.; Eaton, J.S. & N.M. Johnson. 1977. Biogeochemistry of a Forested Ecosystem. Springer-Verlag, New York, USA.

- Martin, J.P. & Haider, K. 1986. Influence of mineral colloids on turnover rates of soil organic carbon. En: P.M. Huang & M. Schnitzer (eds.) Interactions of Soil Mineral with Natural Organics and Microbes. SSSA Special Publ. Nr. 17. SSSA, Inc. Madison, Wisconsin, USA. p. 283-304.
- Marra, J.L. & R.L. Edmonds. 1996. Coarse woody debris and soil respiration in a clearcut on the Olympic Peninsula. Washington, U.S.A. Can. J. For. Res. 26:1337-1345.
- Mazzarino, M.J.; Bertiller, M.B.; Schlichter, T. & M. Gobbi. 1998. Nutrient cycling in Patagonian ecosystems. Ecología Austral (Número Especial sobre Ecosistemas Patagónicos) 8:167-181.
- Mekaru, T. & G. Uehara. 1972. Anion adsorption in ferruginous tropical soils. Soil Science Society of America Proceedings 36:296-300.
- Mizota, C. & P. van Reeuwijk. 1989. Clay mineralogy and chemistry of soils formed in volcanic material in diverse climatic regions. International Soil Reference and Information Centre. Soil Monograph N° 2. 103 pp.
- Morris, L.A.; Bush, P.B. & J.S. Clark. 1992. Ecological impacts and risks associated with forest management. In Cairns, J. Jr.; B. R. Niederlehner & D. R. Orvos, Princeton (Eds.) Advances in Modern Environmental Toxicology. XX: Predicting Ecosystem Risk. PP. 153-213.
- Nadelhoffer, K.J.; Aber, J.D. & J.M. Melillo. 1985. Fine roots, net primary production, and soil nitrogen availability: A new hypothesis. Ecology 66, 1377-1390.

- Oades, J.M.; Gillman, G.P. & G. Uehara. 1989. Interactions of soil organic matter and variable-charge clays. En: D.C. Coleman, J.M. Oades & G. Uehara (eds.) Dynamics of Soil Organic Matter in Tropical Ecosystems. NIFTAL Project, Dept. of Agronomy and Soil Science, Univ. of Hawaii, USA. p. 69-95.
- Ohtonen, R.; Munson, A. & D. Brand. 1992. Soil microbial community response to silvicultural intervention in coniferous plantation ecosystems. *Ecol. Appl.* 2:363-375.
- Oliva, L.; Mazzarino, M.J.; Nuñez, G.; Abril A. & M. Acosta. 1993. Dinámica del nitrógeno y del agua del suelo en un desmonte selectivo en el Chaco Arido Argentino. *Pesquisa Agropecuaria Brasileira* 28:709-718.
- Olsen, S.R. & I.E. Sommers. 1982. Phosphorus. In: Page, A.L.; Miller, R.H. & D.R. Keeney (Eds.). *Methods of Soil Analysis. Part 2.* 2nd. ed. Series Agronomy Nr. 9, ASA-SSSA, Madison, Wisconsin, pp. 403-430.
- Pritchett, W.L. 1986. Suelos forestales. Propiedades, conservación y mejoramiento. Limusa, México. 634 pp.
- Richards J.H. & M.M. Caldwell. 1987. Hydraulic lift: substantial nocturnal water transport between soil layer by *Artemisa tridentata* roots. *Oecologia* 73:486-489.
- Richardson, B. 1993. Vegetation management practices in plantation forests of Australia and New Zealand. *Canadian Journal of Forest Research* 23:1989-2005.
- Rovere, A. 1991. Estudio experimental de la germinación y el desarrollo temprano del ciprés de la cordillera (*Austrocedrus chilensis*). Tesis de Licenciatura, Universidad Nacional del Comahue, Bariloche. 71 pp.

- Sadzawka, A. 1990. Métodos de análisis de suelos. Inst. de Inv. Agropecuario. Serie La Platina N° 16. Santiago. Chile.
- Sands, R. & E.K.S. Nambiar. 1984. Water relations of *Pinus radiata* in competition with weeds. Canadian Journal of Forest Research 14:233-237.
- Sánchez, P.A. & G. Uehara. 1980. Management considerations for acid soils with high phosphorus fixation capacity. En: F. E. Khasawneh, E.C. Sample & E.J. Kamprath (eds.) The Role of Phosphorus in Agriculture. ASA, CSSA, SSSA, Madison, Wisconsin, USA. p. 471-514.
- Sánchez, P.A. & J. Salinas. 1982. Suelos Acidos: Estrategias para su manejo en América Tropical. Sociedad Colombiana de la Ciencia del Suelo (ed.), Bogotá, Colombia. 95 p.
- Shoji, S.; Nanzyo, M & R.A. Dahlgren. 1993. Volcanic ash soils. Genesis. Properties and utilization. Developments in Soil Science N° 21. Elsevier, Amsterdam, Holanda. 288 pp.
- Soil Survey Staff. 1992. Keys to Soil Taxonomy. 5th. Edition. AID-USDA. Technical Monograph N° 19. Blacksburg, Virginia, USA.
- Sokal, R.R. & F.J. Rohlf. 1981. Biometry: the principles and practice of statistics in biological research - Freeman, San Francisco. 859 pp.
- Statgraphics plus. 1994-1997. Statistical Graphics Corp. Versión 3.0.
- Stecher, G.A. 1992. Instalación de parcelas permanentes y elaboración de tablas de volumen para para ciprés de la cordillera. Informe práctica laboral. AUSMA-Univ. Nacional del Comahue. 40 pp.

- Villalba, R. & T.T. Veblen. 1997. Spatial and temporal variation in *Austrocedrus chilensis* growth along the forest-steppe ecotone in northern Patagonia. *Can. J. For. Res.* 27:580-597.
- Vitousek, P.M. 1981. Clear-cutting and the nitrogen cycle. In: Clark, F.E. & Rosswall, T. (eds.) *Terrestrial Nitrogen Cycles*. *Ecological Bulletin* 33:631-642.
- Vitousek, P.M.; Gosz, J.R.; Grier, C.C.; Melillo, J.M. & W.A. Reiners. 1982. A comparative analysis of potential nitrification and nitrate mobility in forest ecosystems. *Ecological Monographs* 52:155-177.
- Vitousek, P.M. & P.A. Matson. 1985. Disturbance, N-availability and N-losses: An experimental study in an intensively managed loblolly pine plantation. *Ecology* 66: 1360-1376.
- Vitousek, P.M. & J.M. Melillo. 1979. Nitrate losses from disturbed forests: Patterns and mechanisms. *Forest Science* 25: 605-619.
- Wada, K. 1985. The distinctive properties of Andosols. *Advances in Soil Science* 2:173-229.
- Zahner R. & F.W. Whitmore. 1960. Early growth of radically thinned loblolly pine. *J. For.* 58:628-634.

Capítulo III:

**EFECTOS DEL MANEJO PRODUCTIVO
DE BOSQUES PUROS Y DENSOS DE
Austrocedrus chilensis
SOBRE LA REGENERACION TEMPRANA.**

III.1- INTRODUCCION

La regeneración natural del bosque depende de la producción de semilla viable y de la disponibilidad de micrositios que favorezcan tanto la germinación de las semillas como la sobrevivencia de las plántulas. La germinación y la instalación de plántulas han sido reconocidos como procesos particularmente importantes para asegurar el establecimiento de las coníferas (Pallardy et al. 1995) considerando que, entre otros aspectos, ejercen un control primario sobre la distribución de los adultos.

El establecimiento y crecimiento de las plántulas dependen de varias características del micrositio (Clark & Clark 1989; Thurston et al. 1992; Kozlowski & Pallardy 1997). Se consideran particularmente importantes: la cobertura vegetal (Maguire & Forman 1983; Collins & Good 1987; Smith & Vankat 1991; Kitzberger 1995), la presencia de briófitas (Gibson & Good 1987; St. Hilaire & Leopold 1995), y el tipo y cantidad de hojarasca (Sydes & Grime 1981; Collins & Good 1987; Facelli & Pickett 1991 ab; Peterson & Facelli 1992; Facelli 1994).

El nicho regenerativo da una medida de la magnitud e importancia de dichos factores a campo y expresa los requerimientos de una especie para que una plántula tenga una alta probabilidad de ser el individuo maduro de la próxima generación que reemplace a un individuo maduro de la actual (Grubb 1977). Como modo regenerativo se entiende la conducta de regeneración en relación a un disturbio y se clasifica en tres tipos: catastrófico, fase de claros o continuo (Veblen 1992).

Los raleos, podas y remoción del sotobosque

constituyen disturbios que modifican la heterogeneidad ambiental e incrementan la disponibilidad de recursos por unidad de vegetación remanente. Sin embargo, a nivel de micrositios, en particular, estos disturbios pueden afectar la germinación de semillas y el establecimiento de las plántulas de árboles (Margolis & Brand 1990; McCarthy & Facelli 1990).

Los disturbios afectan las condiciones de los micrositios:

- i) directamente y a corto plazo a través de modificaciones en la superficie del suelo tales como: aporte de ramas y hojas frescas, remoción de la cubierta superficial por arrastre de troncos, compactación del suelo, remoción de la vegetación, etc.,
- ii) indirectamente, a mediano y largo plazo, a partir de la desaparición de los efectos de árboles y sotobosque en el ciclaje de nutrientes, cambios en la luminosidad, amortiguamiento de temperaturas y del impacto de las precipitaciones, mantenimiento de interacciones definidas con la macro y microfauna, etc.

La regeneración temprana de una especie depende de varias etapas concatenadas, desde la formación de órganos reproductores hasta el establecimiento de las plántulas.

La producción de semillas de *A. chilensis* es más alta en ejemplares creciendo en sitios abiertos o soleados que en aquellos ubicados en bosques densos (Rapaport & Drausal 1979). La polinización ocurre a fines de primavera y las semillas son dispersadas durante el otoño y hasta el invierno tardío, germinando luego de la

estratificación, si las condiciones de humedad son apropiadas (Rovere 1991). La reproducción vegetativa es rara y ha sido observada sólo en sitios muy secos del gradiente de distribución de la especie (Le Quesne et al. 1994; Pastorino & Gallo 1997).

Los estudios sobre regeneración de *A. chilensis* indican la importancia de la hojarasca como reservorio del banco de semillas y le atribuyen poca importancia al banco de semillas permanente (Raffaele & Gobbi 1996). La germinación está condicionada por la ruptura de la latencia durante el invierno (estratificación natural) (Donoso et al. 1980; Rovere 1991) y por condiciones de humedad en el suelo y temperaturas inferiores a 20 °C (Gobbi & Sancholuz 1992; Rovere 1991). Varios estudios indican que la sobrevivencia de las plántulas requiere de humedad y sombra (Rovere 1991; Gobbi & Sancholuz 1992; Lucero 1996). Kitzberger (1995) sugiere que esta especie requiere buenos niveles de luz, aunque tolera niveles intermedios, y tiene una estrategia conservativa en la eficiencia fotosintética del uso del agua. La mayoría de estos estudios se han realizado en laboratorio o viveros y, en general, se conoce poco acerca del papel que juegan las condiciones microambientales y la cobertura vegetal sobre la sobrevivencia de las plántulas a campo. En este sentido, y a partir de estudios de estructura de edades de los rodales, se ha postulado que el patrón de regeneración de *A. chilensis* varía con las condiciones del sitio. En algunos sitios xéricos, la regeneración está asociada con la presencia de arbustos que generan microambientes en los cuales se reduce la radiación, la evapotranspiración y la temperatura del suelo, mejorando probablemente las condiciones de humedad y contenido de

materia orgánica (Veblen et al. 1992; Kitzberger et al. En prensa). En sitios mésicos, los patrones de regeneración dependen principalmente de las condiciones de luz y, por lo tanto, la regeneración se establece en grandes claros creados por la muerte parcial o total de árboles (Veblen & Lorenz 1987; Veblen 1992)

En base a los antecedentes antes mencionados se plantearon como hipótesis de trabajo que los manejos forestales extractivos y moderados de bosques puros y densos de *A. chilensis* producen:

- ❖ modificaciones a nivel de micrositio y
- ❖ aumentos en la regeneración temprana.

Este trabajo tiene como objetivos realizar un aporte al conocimiento de:

- 1- el nicho y el modo regenerativo de *A. chilensis* y
- 2- el impacto de algunas prácticas silvícolas sobre:
 - * las condiciones microambientales y
 - * la abundancia, emergencia y sobrevivencia al primer año de plántulas de *A. chilensis*.

III.2- METODOLOGIA:

III.2.1- Estudios a campo:

III.2.1.1- Abundancia de plántulas de *A. chilensis* y caracterización de las condiciones microambientales.

El estudio fue realizado entre 1994 y 1995 en todas las parcelas de los cuatro sitios mencionados en la sección Area de Estudio (Fig. I.1; Tabla I.1). En dichos

años la precipitaciones fueron superiores a la media histórica (Kitzberger com. pers.).

Se fijó el tamaño de la unidad muestral (subparcela) en $1m^2$ y en un premuestreo, se determinó, por el método de la media móvil, el tamaño de la muestra (Matteucci & Colma 1982). Según los resultados obtenidos en el premuestreo, en cada año de estudio se establecieron aleatoriamente 4 transectas paralelas en cada parcela. En cada una de ellas se dispusieron, también aleatoriamente, 10 subparcelas, resultando en un total de 480 unidades muestrales (40 subparcelas x 12 parcelas). En cada subparcela se registró la abundancia de plántulas de *A. chilensis*, la posición respecto al dosel arbóreo (claro, intermedio y denso), la cobertura porcentual del sotobosque alto (compuesto por arbustos) y del sotobosque bajo (compuesto por herbáceas), y la cobertura del suelo (suelo mineral expuesto, suelo cubierto por musgos y hojarasca).

Independientemente, se estimó la cobertura porcentual del estrato arbóreo utilizando un densiómetro.

Se consideraron plántulas de *A. chilensis* a aquellas menores de 10 cm de altura (Fig. III.1), y se dividieron según su aspecto en tres clases de tamaño (Rovere 1991): plántulas con hojas embrionarias y menos de cinco verticilos que, en general, corresponden a plántulas menores de 1 año (P0); plántulas con hojas embrionarias y más de cinco verticilos que, en general corresponden a plántulas de 1 a dos años (P1) y plántulas con hojas diferenciadas (P2). Estas estimaciones se realizaron a fines del verano y se repitieron en cada parcela por lo menos durante dos de los tres años que abarcó este estudio.



Figura III.1: Plántulas de *A. chilensis* asignadas a las clases de tamaño 0, 1 y 2.

III.2.1.2- Supervivencia de plántulas de *A. chilensis*:

El estudio se realizó en la parcela control y, en el caso de la parcelas con extracciones, en aquellas que presentaban menor densidad arbórea de los sitios de Los Cipreses, Rodal 72 y El Guadal. Esto se realizó a fin de destacar el contraste entre parcelas con y sin extracción. En cada parcela se marcaron aleatoriamente 25 cuadrados de 1m^2 en los que se registró la emergencia y supervivencia de las plántulas durante un año. Independientemente, se marcó un número variable de plántulas fuera de los cuadrados a fin de aumentar el número de ejemplares a estudiar.

Los relevamientos se iniciaron antes de la emergencia de plántulas (octubre de 1994) y se repitieron a principios de noviembre y diciembre del mismo año y en enero, febrero, marzo, abril y noviembre de 1995.



Figura III.2: Plántula de *A. chilensis* marcada.

En cada oportunidad se marcó cada plántula emergente (sensu Harper 1977) con una varilla metálica portando una etiqueta numerada, ubicada 5 cm al norte de la plántula (Fig. III.2).

Para cada plántula, se registró la ubicación espacial, la época de emergencia, el tipo de dosel arbóreo (claro, intermedio o denso), la presencia o ausencia de arbustos y herbáceas y el sustrato

sobre el que se encontró (suelo mineral expuesto, presencia de musgos o tipo de hojarasca) (Fig. III.3).

En cada relevamiento mensual se registró la sobrevivencia y el estado de cada plántula (viva, seca o comida). En los muestreos de abril (principios del otoño) y noviembre (principios de primavera) de 1995, se registró el número de verticilos a fin de estimar el crecimiento de las plántulas.

Se consideró que los recuentos correspondientes a los meses de abril y noviembre de 1995 reflejan la sobrevivencia de las plántulas al verano y al invierno,

respectivamente.

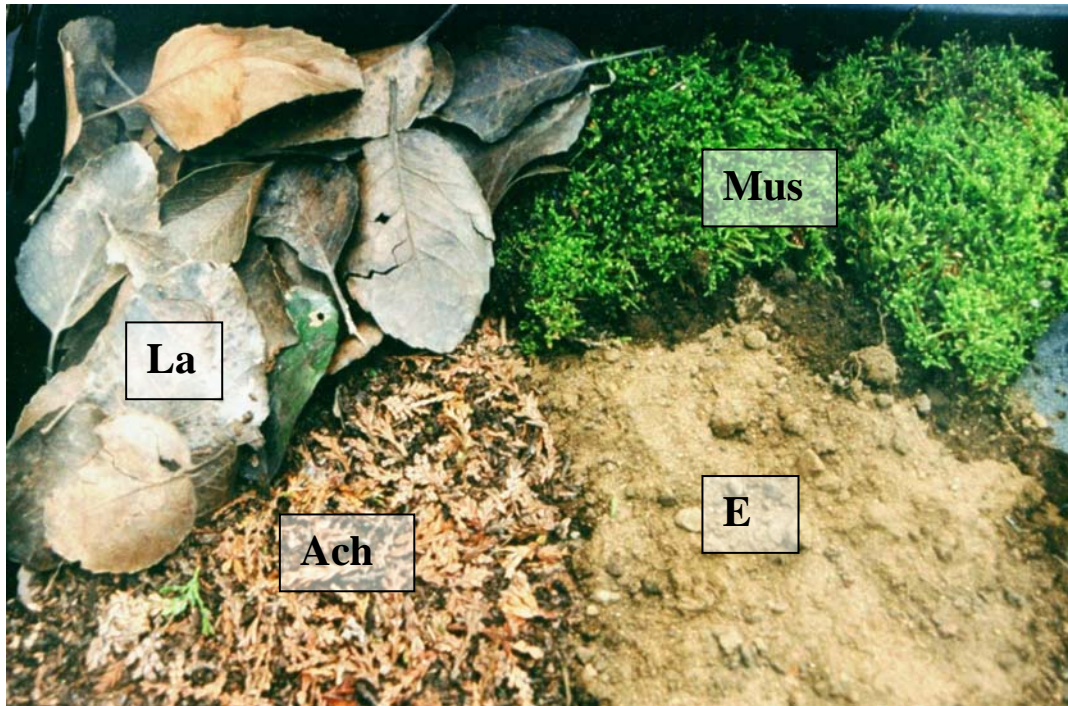


Figura III.3: Sustratos sobre los que se desarrollaron plántulas de *A. chilensis* (E: suelo mineral expuesto; Mus: musgos; La: hojarasca de latifoliadas y Ach: hojarasca de *A. chilensis*).

III.2.2- Análisis estadístico

Los análisis multivariados han demostrado utilidad en estudios de hábitat de plántulas y nicho regenerativo y pueden ser usados para explicar, en parte, la densidad de plántulas en distintos micrositios (Collins & Good 1987). En este trabajo, se utilizó el Análisis de Correspondencia Múltiple (ACM) (Procedimiento CORMU, Programa SPAD.N 1991) para analizar la asociación entre condiciones de micrositio y regeneración. El ACM es un procedimiento que permite detectar las interrelaciones

entre las modalidades de distintas variables, permitiendo conocer si un conjunto de ellas actúan de manera semejante y se diferencian de otro conjunto de variables (Calvo Gomez 1993). Se denomina modalidad a cada una de las clases que puede tomar una variable activa. Se consideran variables activas o categóricas a aquellas que contribuyen a la construcción de los ejes factoriales. Estas variables deben estar constituidas por datos discretos, especialmente tablas de contingencia y frecuencias numéricas (Greenacre 1984ab, Lebart et al. 1995). En el ACM también pueden utilizarse variables suplementarias (ilustrativas), que si bien no contribuyen a la construcción de los ejes, pueden ser consideradas a fin de establecer la asociación de ellas con las distintas modalidades de las variables categóricas activas. Las variables suplementarias o ilustrativas, a diferencia de las activas, pueden ser también continuas. El programa SPAD.N elimina aquellas modalidades con frecuencia menor a 2%. La asociación entre modalidades de una misma variable activa está dada por la distancia lineal entre los dos puntos en la representación gráfica. La asociación entre modalidades de distintas variables es inversamente proporcional al ángulo que forman los puntos que representan las modalidades, con vértice en la intersección de los ejes factoriales.

En el presente trabajo, se efectuaron tres ACM para analizar la asociación entre condiciones de micrositio y i) abundancia de plántulas de distintos estadios, ii) sobrevivencia al primer verano y iii) sobrevivencia al primer invierno.

En todos los ACM se utilizaron como variables activas que intervienen en la construcción de los ejes

factoriales, las condiciones de micrositio mientras que como variables suplementarias se consideraron las relacionadas con la regeneración.

Para la construcción del primer ACM se elaboró una matriz de 480 unidades muestrales x 9 variables categóricas. Las variables activas utilizadas fueron: cobertura del dosel arbóreo, cobertura del sotobosque alto, cobertura del sotobosque bajo, cobertura de hojarasca, cobertura de musgos y suelo mineral expuesto. La abundancia de plántulas de *A. chilensis* para las tres clases de tamaño fueron utilizadas como variables suplementarias. Las variables y sus modalidades se muestran en la Tabla III.1.

Tabla III.1: Variables y modalidades usadas en el ACM correspondiente al análisis de condiciones de micrositio asociadas a la abundancia de plántulas de *A. chilensis*.

Variables	Modalidades	Códigos
Plántulas clase 0	0 plántulas	P0-0
	1- 5 plántulas	P0-1
	6-15 plántulas	P0-2
	16-35 plántulas	P0-3
	> 35 plántulas	P0-4
Plántulas clase 1	0 plántulas	P1-0
	1- 5 plántulas	P1-1
	> 5 plántulas	P1-2
Plántulas clase 2	0 plántulas	P2-0
	1- 5 plántulas	P2-1
	> 5 plántulas	P2-2
Cobertura del dosel arbóreo	Claro	D.C
	Intermedio	D.I
	Denso	D.D
Cobertura del sotobosque alto	0- 20 %	A1
	21- 40 %	A2
	41- 60 %	A3
	61- 80 %	A4
	81-100 %	A5
Cobertura del sotobosque bajo	0- 20 %	B1
	21- 40 %	B2
	41- 60 %	B3
	61- 80 %	B4
	81-100 %	B5
Suelo mineral expuesto	0- 20 %	S1
	21- 40 %	S2
Cobertura de musgos	0- 20 %	M1
	21- 40 %	M2
	41- 60 %	M3
	61- 80 %	M4
	81-100 %	M5
Cobertura de hojarasca	0- 20 %	H1
	21- 40 %	H2
	41- 60 %	H3
	61- 80 %	H4
	81-100 %	H5

Para la construcción del segundo y tercer ACM cada plántula fue considerada un individuo. Se analizaron dos matrices de datos correspondientes a la sobrevivencia al verano (357 unidades muestrales x 7 variables) y al invierno (229 unidades muestrales x 7 variables). En ambos casos, las variables categóricas consideradas fueron: mes de emergencia, mes hasta el que sobrevivió, tipo de cobertura del suelo, tipo de cobertura arbórea,

presencia de arbustos y de herbáceas. El estado de las plántulas al final del período considerado fue utilizado como variable suplementaria. Las variables y modalidades utilizadas se muestran en la Tabla III.2.

Tabla III.2: Variables y modalidades usadas en el ACM correspondiente al análisis de condiciones de micrositio asociadas a la sobrevivencia de plántulas de *A. chilensis*.

VARIABLES	MODALIDADES	CÓDIGOS
Mes de emergencia de la plántula	Noviembre	E.N
	Diciembre	E.D
	Enero	E.E
	Febrero	E.F
Mes hasta el que sobrevivió la plántula	Noviembre 1994	So.N94
	Diciembre 1994	So.D94
	Enero 1995	So.E95
	Febrero 1995	So.F95
	Marzo 1995	So.Ver
	Noviembre 1995	So.Inv
Cobertura del dosel arbóreo	Claro	D.C
	Intermedio	D.I
	Denso	D.D
Arbustos	Ausencia	A.A
	Presencia	A.P
Herbáceas	Ausencia	H.A
	Presencia	H.P
Superficie del suelo	Suelo mineral expuesto	CS.E
	Musgos	CS.Mus
	Hojarasca mixta	CS.Mix
	Hojarasca de latifoliadas	CS.La
	Hojarasca de <i>A. chilensis</i>	CS.Ach
Estado de la plántula al final del período de estudio	Seca	F.Seca
	Comida	F.Comida
	Viva	F.Viva

Se utilizaron pruebas de Chi-cuadrado para probar la hipótesis nula de que la sobrevivencia de las plántulas de *A. chilensis* es independiente de los sitios

de estudio.

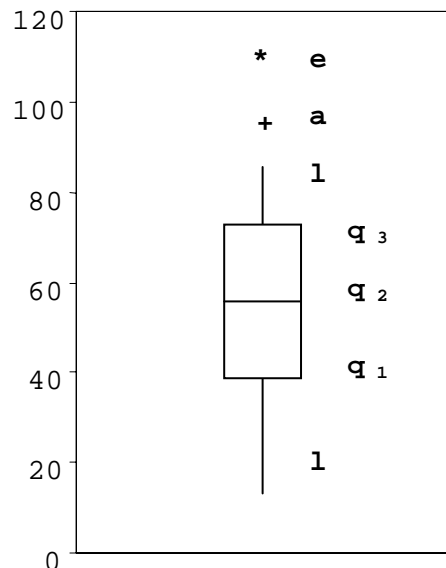


Figura III.4: Modelo de diagrama de caja. Referencias en el texto.

Para describir el comportamiento de las variables relacionadas con la abundancia de plántulas y con el número de verticilos se utilizaron diagramas de caja (Montgomery & Runger 1996). Los diagramas de caja (box and whisker plot) son una representación que describe, al mismo tiempo, varias características importantes de una variable. El rectángulo (Figura III.4) incluye el 50 % de los datos ubicados en el centro de la distribución, el lado inferior representa el primer cuartil (q_1) y el lado superior el tercer cuartil (q_3). La línea que representa el segundo cuartil (q_2) es la mediana y se ubica a través del rectángulo. De los extremos del rectángulo se extiende una línea (l) que representa las observaciones que se encuentran entre cero y 1,5 veces el rango intercuartílico. Los valores atípicos (a) y los atípicos extremos (e) se señalan con signos en el extremo

superior de las líneas. La principal ventaja de utilizar la mediana, respecto a la media, como medida de tendencia central, es que disminuye la influencia de los valores extremos.

Se utilizó el coeficiente de correlación de Kendall (Conover 1980) a fin de establecer la correlación entre (i) área basal y cobertura arbórea, sotobosque alto y sotobosque bajo y (ii) entre reclutamiento de plántulas (plántulas de la clase 0) y agua en profundidad (Capítulo II).

Los análisis estadísticos de las pruebas de Chi cuadrado, diagramas de caja y coeficientes de correlación se realizaron con el programa Statgraphics (1994-1997).

En todos los análisis estadísticos se fijó una $P \leq 0,05$ como nivel de rechazo de la hipótesis nula.

III.3- RESULTADOS

III.3.1- Abundancia de plántulas de *A. chilensis* y condiciones de micrositio.

La densidad media de plántulas fue de 2,4, 2,1 y 0,3 plántulas/m² para las clases 0, 1 y 2 respectivamente. Sin embargo, para todas las clases de tamaño de plántulas consideradas, las parcelas control de Los Cipreses y El Guadal tienen menor densidad que las demás parcelas control. Para la clase 0, Los Cipreses y El Guadal presentaron valores muy bajos (1 y 0,8 plántulas m⁻² respectivamente) mientras que en Rodal 72 y Rodal 11 fueron más altos (5,3 y 2,9 plántulas m⁻² respectivamente). En la clase 1 los registros de Los Cipreses y El Guadal (0,5 y 0,6 plántulas m⁻²,

respectivamente) fueron menores que en Rodal 72 y Rodal 11 (5,0 y 2,4 plántulas m^{-2} , respectivamente). En la clase 2 la densidad en Los Cipreses y El Guadal (0,1 y 0,2 plántulas m^{-2} , respectivamente) es menor que en Rodal 72 y Rodal 11 (0,4 y 0,5 plántulas m^{-2} , respectivamente).

La Fig. III.5 muestra la abundancia de plántulas de distintas clases de tamaño en función de las condiciones de micrositio estudiadas.

Las plántulas correspondientes a la clase 0 superaron la densidad media en los claros y en condiciones con cobertura arbórea abierta, alta cobertura herbácea y suelo con presencia de musgos, escasa hojarasca y sin suelo mineral expuesto (Fig. III.5). Las plántulas de las clases 1 y 2 superaron la densidad media bajo dosel arbóreo intermedio y en micrositios con alta cobertura de musgos. Las demás variables consideradas no manifestaron tendencias claras.

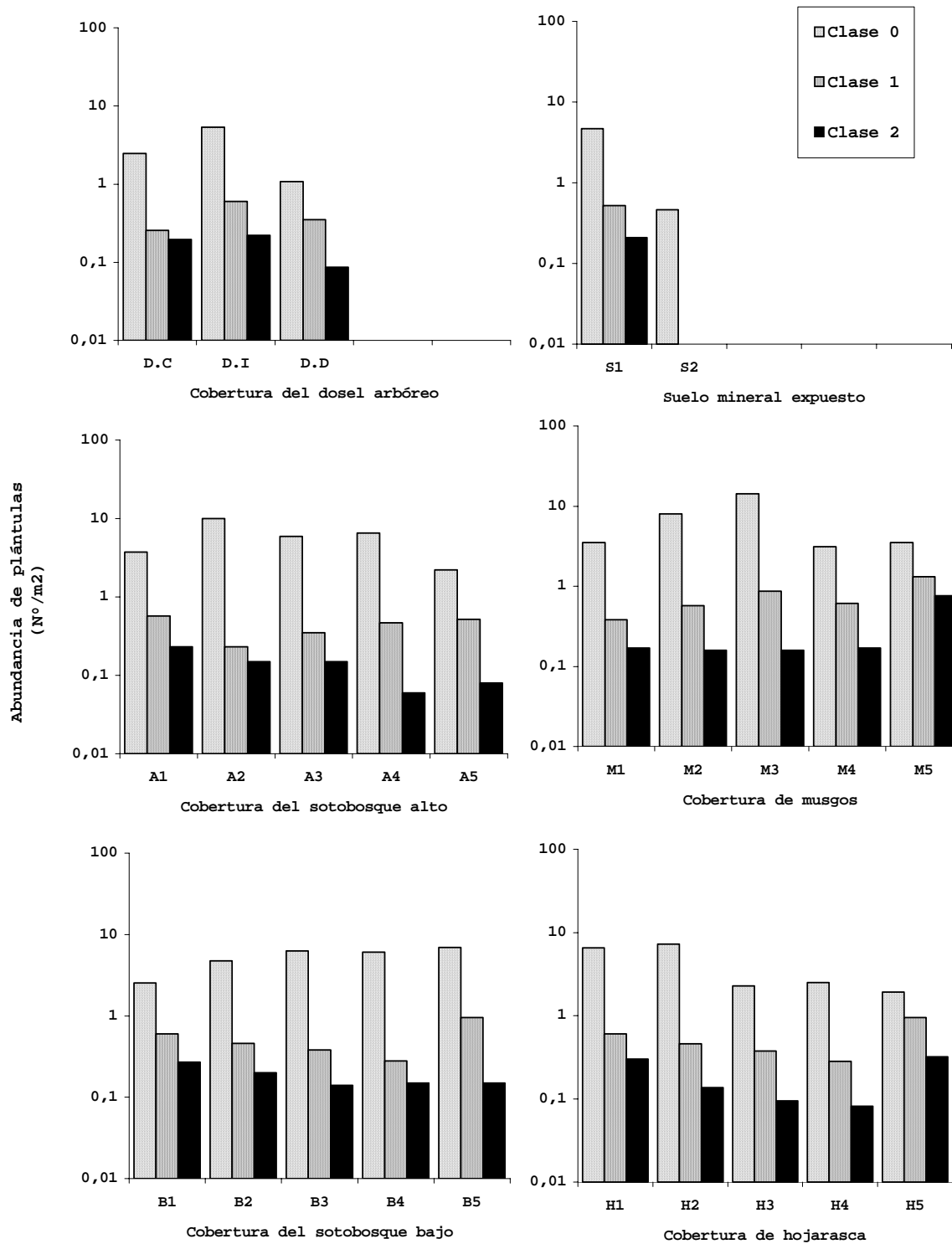


Figura III.5: Abundancia de plántulas de las clases 0, 1 y 2 en distintas condiciones microambientales. Siglas en la Tabla III.1.

Para considerar las variables de micrositio en conjunto y detectar la asociación entre los distintas modalidades de cada variable se utilizó el ACM.

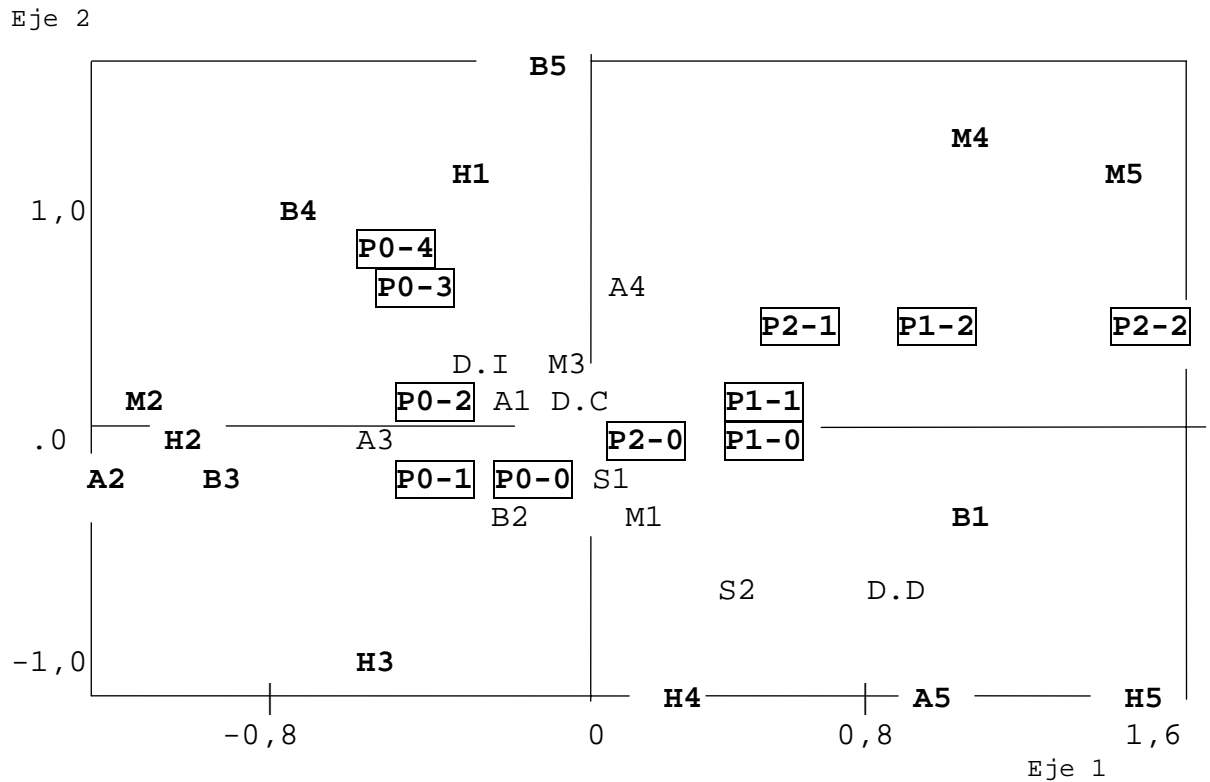


Figura III.6: Análisis de Correspondencia Múltiple (ACM) considerando las condiciones de micrositio de las plántulas de *A. chilensis*. Los códigos de las variables y modalidades figuran en la Tabla III.1. Los códigos resaltados corresponden a las modalidades más contributivas a los ejes factoriales. Las modalidades suplementarias están enmarcadas.

Las modalidades con mayor contribución al primer eje (horizontal) del ACM (Fig. III.6) fueron: i) con coordenadas positivas (a la derecha), las correspondientes a alta cobertura de hojarasca y musgos (H5, M4 y M5), baja cobertura del sotobosque bajo (B1) y alta cobertura del sotobosque alto (A5), y ii) con coordenadas negativas (a la izquierda) las modalidades con cobertura de musgos y de hojarasca media-baja (M2 y

H2), cobertura del sotobosque bajo entre 41 y 80 % (B3 y B4) y cobertura del sotobosque alto entre 21 y 40 % (A2). El primer eje realizó un ordenamiento de las plántulas por clase de edad (P0 a la izquierda y P1 y P2 la derecha), y con coordenadas positivas un ordenamiento de la abundancia de plántulas de las clases 1 y 2.

El segundo eje opuso: i) con coordenadas positivas (arriba), alta cobertura tanto del sotobosque bajo (B4 y B5) como de musgos (M4 y M5) y escasez de hojarasca (H1) y ii) con coordenadas negativas, cobertura de hojarasca mediana a alta (H3, H4 y H5) y alta cobertura de sotobosque alto (A5). Este eje realizó un ordenamiento de la abundancia de plántulas de la clase 0.

El 84,2 % de la contribución al primer eje y el 92% de la del segundo eje correspondió a las variables que involucran cobertura del sotobosque bajo, musgos y hojarasca.

El suelo mineral expuesto fue eliminado del análisis porque la modalidad correspondiente a cobertura mayor al 20 % presenta una frecuencia menor al 2 %.

El primer eje mostró un gradiente de las clases de plántulas de *A. chilensis*, oponiendo plántulas menores de 1 año (P0) a la izquierda contra las plántulas mayores (P2) a la derecha. En general, la abundancia de plántulas menores de un año resultó asociada al dosel arbóreo intermedio (D.I), a la alta cobertura del sotobosque bajo (B4 y B5) y a la baja cobertura de hojarasca (H1), mientras que la abundancia de plántulas de más edad estuvo asociada al suelo cubierto por musgos (M4 y M5). En micrositios con estas condiciones, la densidad aumentó más del 25% respecto a la media ya mencionada.

III.3.2- Análisis general de la sobrevivencia:

En todas las parcelas sin raleo la emergencia de plántulas ocurrió entre noviembre y enero (Fig. III.7), con valores máximos en el primer mes (61, 70 y 93 % en Los Cipreses, Rodal 72 y El Guadal, respectivamente).

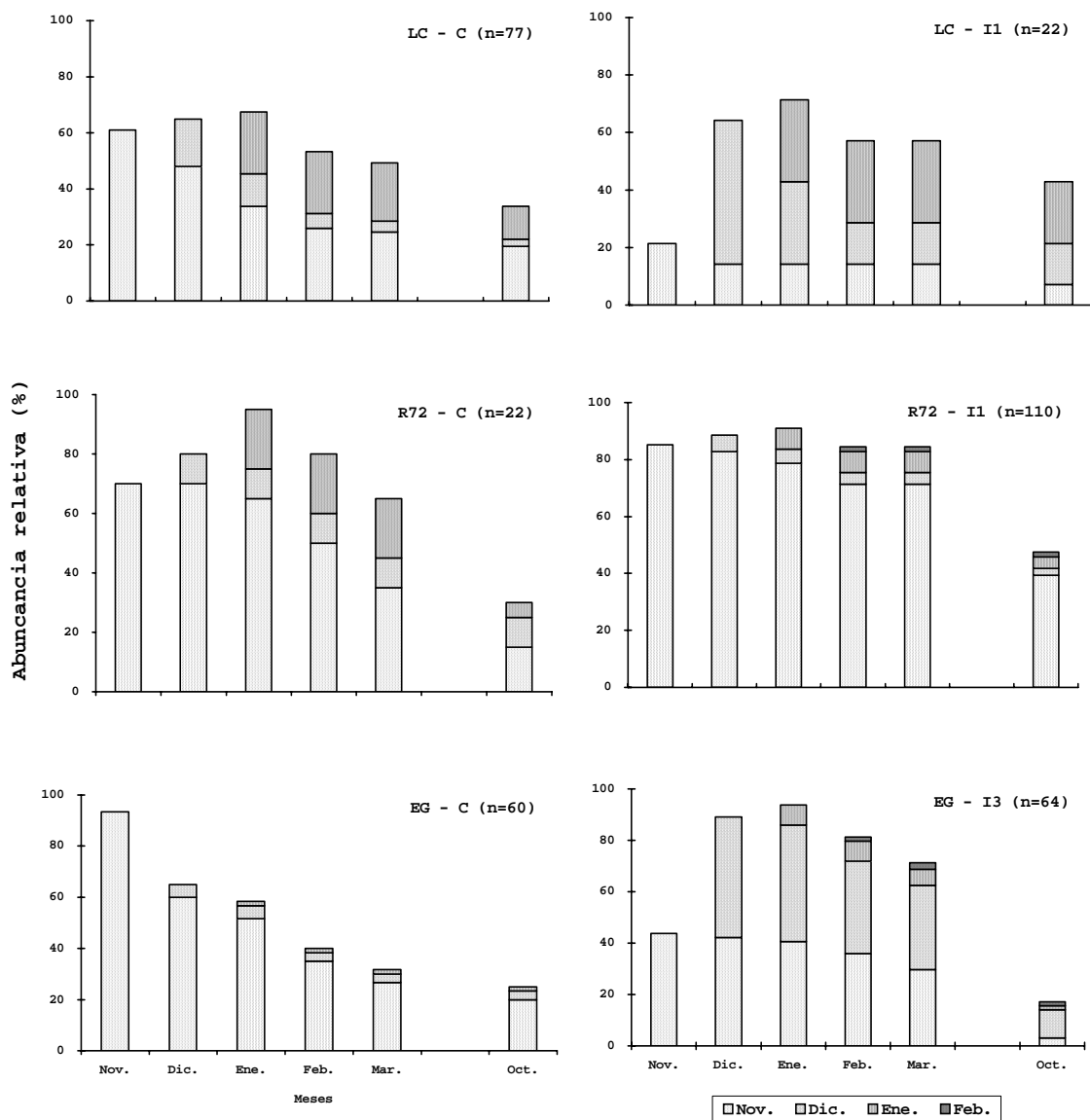


Figura III.7: Sobrevivencia de plántulas de *A. chilensis* en cada mes según su mes de nacimiento. (LC: Los Cipreses; R72: Rodal 72; R11: Rodal 11; EG: El Guadal; C: Parcela control; R: Parcela raleada. Más referencias en Tabla I.1). Se considera sobrevivencia de noviembre al porcentaje de la población de plántulas que estaban vivas a principios de diciembre.

La sobrevivencia al verano fue mayor en Rodal 72 (64 %) que en Los Cipreses (49 %) y El Guadal (32 %) ($\chi^2=8,13$ y 2 df). La sobrevivencia al invierno fue muy similar en todos los sitios (33, 30 y 25 % en Los Cipreses, Rodal 72 y El Guadal, $\chi^2=5,88$ y 2 df).

Las plántulas de las parcelas sin raleo finalizaron el primer verano con un número de verticilos muy variable, entre 1 y 6 y todas desarrollaron por lo menos un verticilo durante el invierno. El mayor número de verticilos por plántula se registró en Rodal 72, tanto a fines del verano como del invierno.

III.3.2.1- Sobrevivencia al verano:

De las plántulas estudiadas en las parcelas sin intervención, el 49 % sobrevivió al primer verano, el 29% se secó y el 22 % fue comido.

El primer eje del ACM correspondió a la sobrevivencia y al estado de las plántulas al final del verano (Fig. III.8). A la derecha, se dispusieron las plántulas que murieron en el verano (F.Secas y F.Comidas), asociadas con plántulas que sobrevivieron hasta Noviembre (So.N94) y Diciembre (So.D94), dosel arbóreo denso (D.D) y suelo cubierto por hojarasca de *A. chilensis* (CS.Ach). A la izquierda, se representó las plántulas que sobrevivieron hasta el final del verano (F.Viva), asociadas con claros (D.C) o dosel intermedio (D.I), emergencia tardía (E.E y E.F) y suelo cubierto por musgos (CS.Mus), hojarasca de latifoliadas y presencia de herbáceas (H.P).

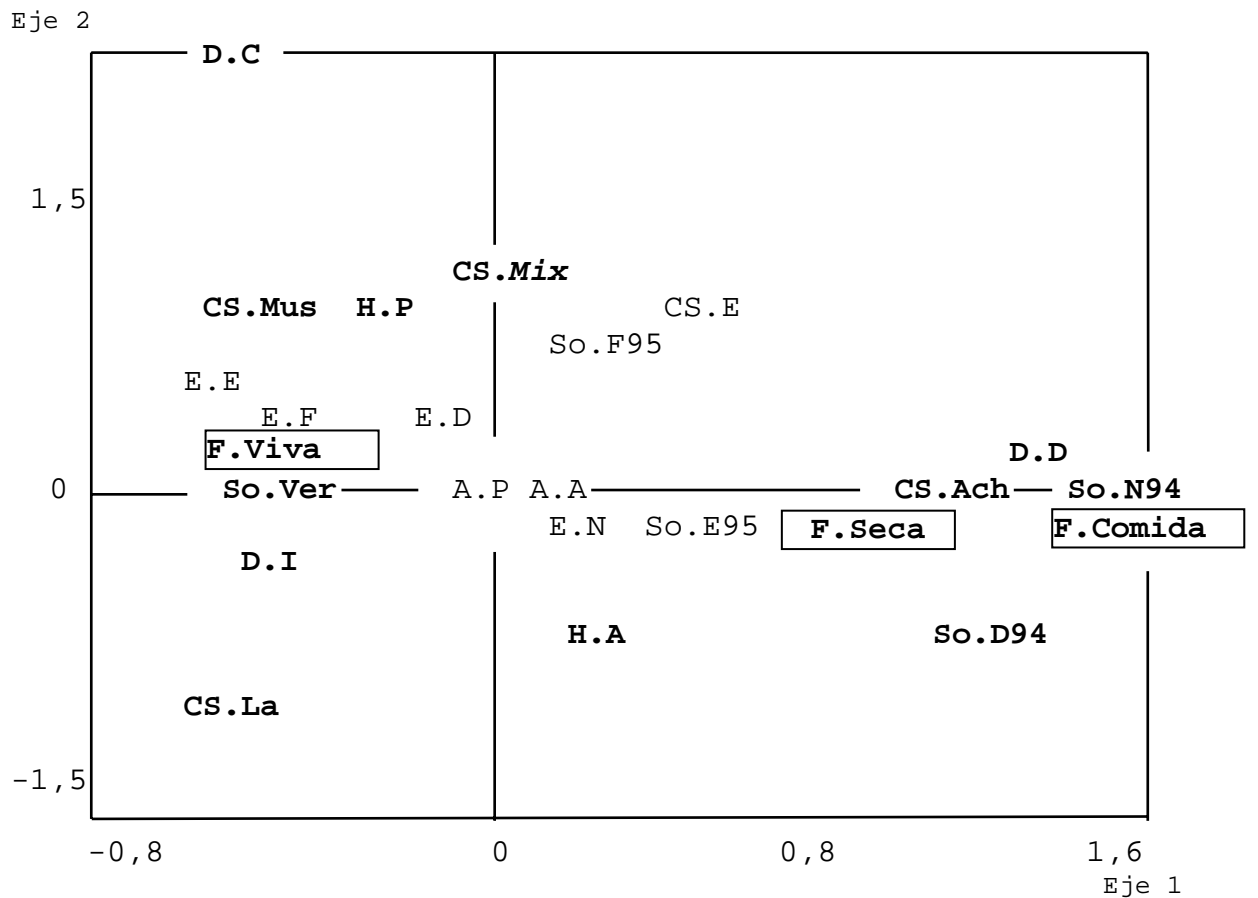


Figura III.8: Análisis de Correspondencia Múltiple (ACM) de la sobrevivencia al verano. Las referencias se citan en la Tabla III.2. Los códigos resaltados corresponden a las modalidades más contributivas a los ejes factoriales. Las modalidades suplementarias están enmarcadas.

El segundo eje no mostró relación con la sobrevivencia de plántulas.

La ubicación central de la variable arbustos (A.A y A.P) indica que esta variable no contribuyó a la formación de los ejes, ya que en ambas condiciones sobrevivieron el 64 % de las plántulas.

La tasa de sobrevivencia en micrositios con dosel arbóreo denso y suelo cubierto por hojarasca de *A. chilensis* fue de un 38 % y casi se duplicó (más del 72 %) en micrositios con claros o dosel arbóreo intermedio y suelo cubierto por musgos y hojarasca de latifoliadas

(Fig. III.9). Las condiciones que favorecieron la sobrevivencia de las plántulas de *A. chilensis* están muy asociadas. Bajo dosel arbóreo intermedio, la cobertura del suelo estaba dominada por musgos (34 %) u hojarasca de latifoliadas (42 %).

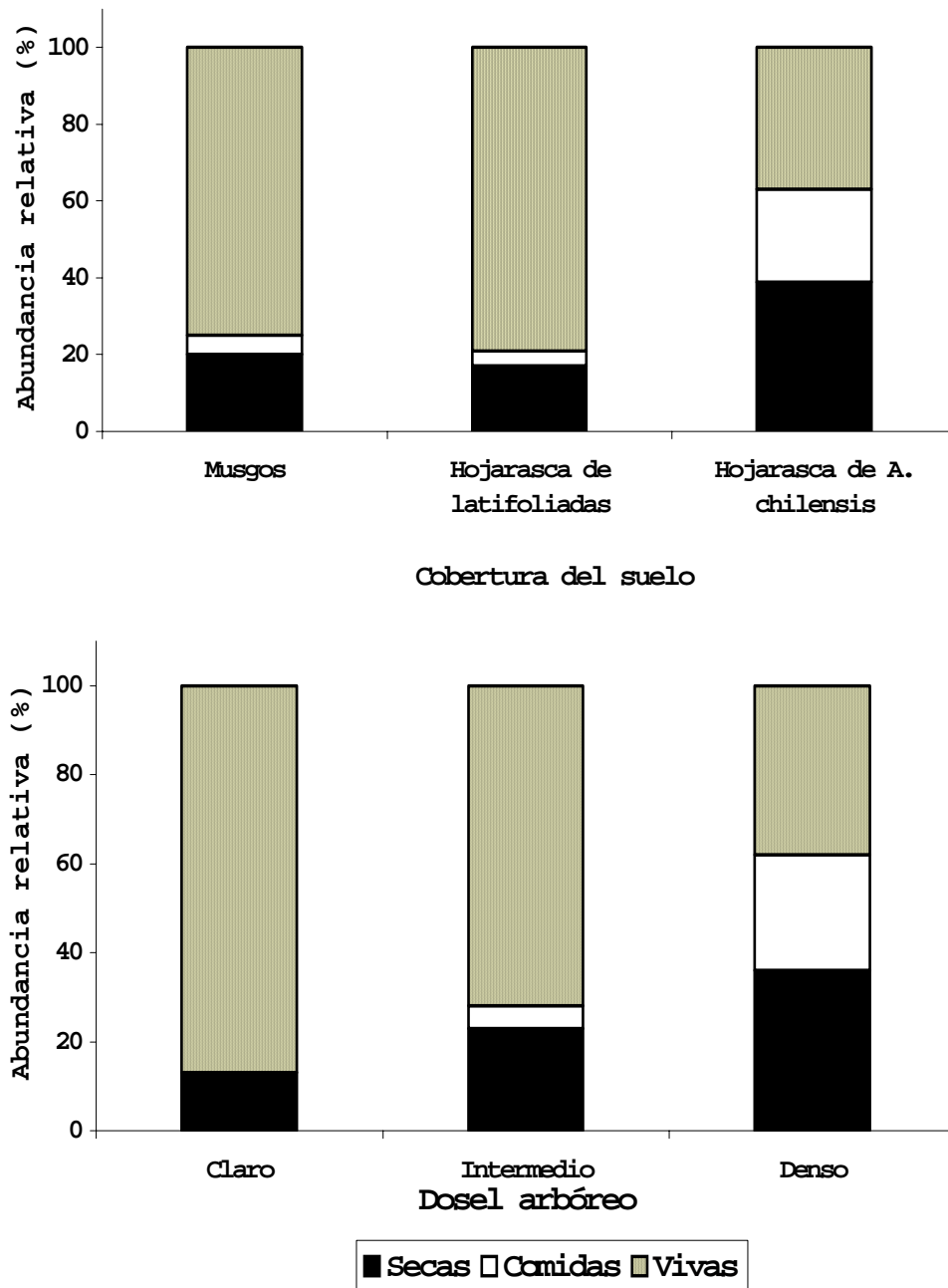


Figura III.9: Abundancia relativa de plántulas de *A. chilensis* que sobrevivieron al verano bajo distintas condiciones de micrositio.

Las plántulas nacidas entre noviembre y diciembre presentaron una sobrevivencia al verano del 58 - 60 %, una mortalidad por sequía del 27 - 33 % y por herbivoría del 9 - 13 %. El 95 % de las plántulas nacidas en enero sobrevivieron al verano y no fueron afectados por herbivoría. Como consecuencia, si bien estas plántulas sólo representaron el 13 % de las emergentes, constituyeron el 20 % de las sobrevivientes.

III.3.2.2- Sobrevivencia al invierno:

De las plántulas sobrevivientes al verano, en las parcela sin intervención, un 66 % sobrevivió al invierno siguiente, el 11 % se secó (desección de invierno o sequía por heladas, *sensu* Larcher 1995) y un 22 % fue comido.

En el ACM correspondiente a la sobrevivencia al invierno (Fig. III.10), el primer eje no mostró relación con las sobrevivencia de plántulas y el segundo representó el estado de las plántulas al final del invierno. La sobrevivencia se asoció a la presencia de arbustos (A.P): 70 % bajo arbustos y 53 % fuera de la protección de los mismos. El aumento de la sobrevivencia bajo arbustos estuvo asociada a un menor número de plántulas con signos de desecación de invierno.

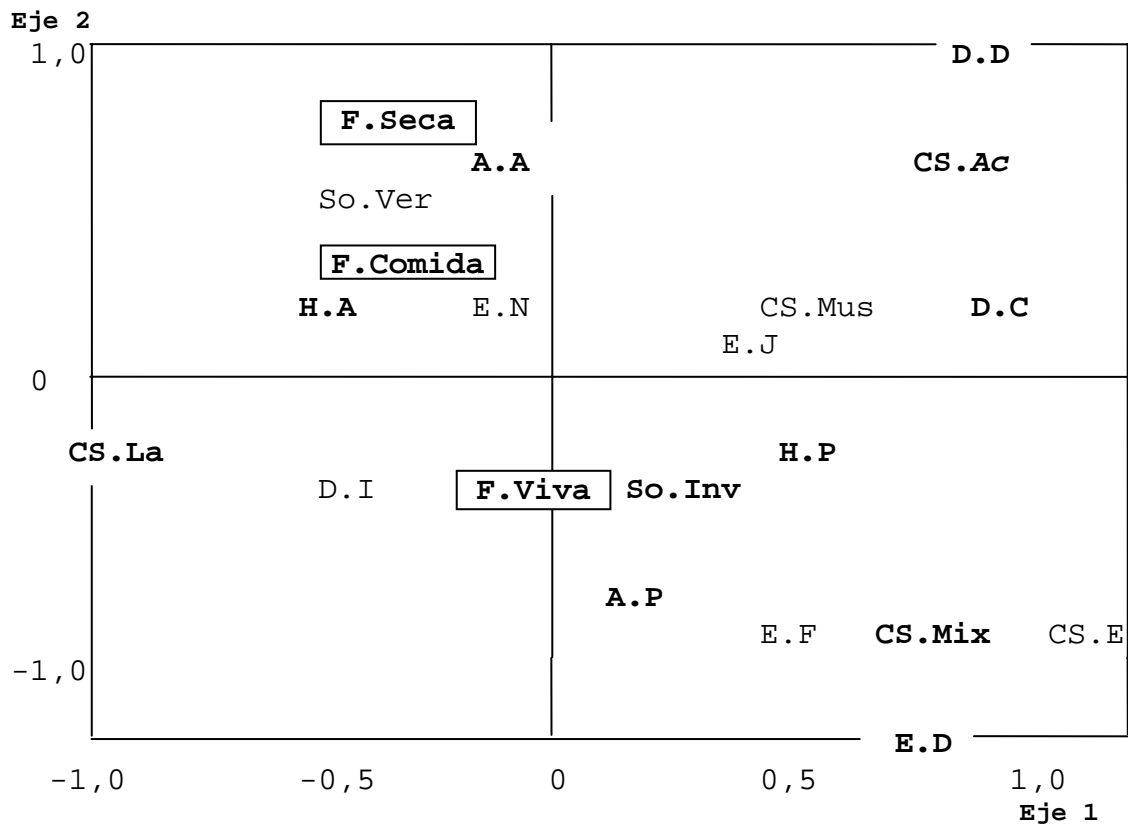


Figura III.10: Análisis de Correspondencia Múltiple (ACM) de la sobrevivencia al invierno. Las referencias se citan en la Tabla III.2. Las códigos resaltados corresponden a las modalidades más contributivas a los ejes factoriales. Las modalidades suplementarias están enmarcadas.

El incremento promedio de verticilos en invierno fue de uno en Los Cipreses y El Guadal y de dos en Rodal 72.

III.3.3- Las condiciones de micrositio y las intervenciones con fines maderables.

La cobertura del dosel arbóreo, producida por la remoción de árboles, no alcanzó a recuperar el nivel de las parcelas control en los años del estudio (Figura III.11).

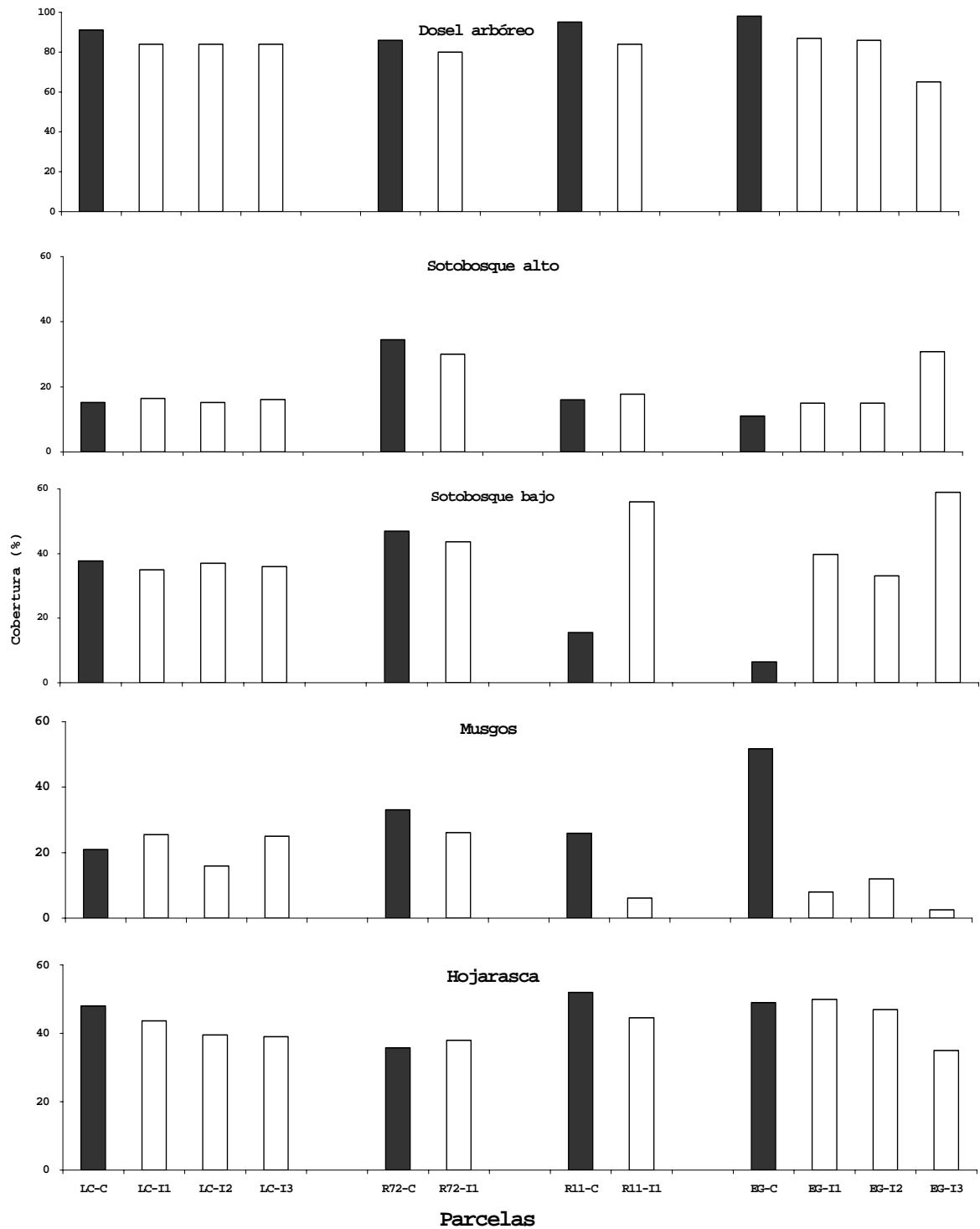


Figura III.11: Cobertura de la vegetación y de la superficie del suelo en parcelas control e intervenidas de cada sitio de estudio. (ver referencias en Tabla I.1). Barras en gris corresponden a las parcelas control.

La cobertura del sotobosque alto (Fig. III.11) sólo aumentó en la parcela con mayor intervención (parcela EG-I3 con poda, remoción del sotobosque, raleo del 55 % del área basal, ver Tabla I.1), debido al intenso rebrote de los arbustos altos dominantes (*Lomatia hirsuta* y *Schinus patagonicus*) con alturas aproximadas de 5 y 2 m, respectivamente. La cobertura del sotobosque bajo aumentó en las parcelas remoción del sotobosque (Fig. III.11).

El suelo mineral expuesto nunca superó el 1 %. La cobertura del suelo por musgos disminuyó en las parcelas con remoción del sotobosque (Fig. III.12). La capa de hojarasca, principalmente de *A. chilensis*, cubrió entre un 35 y 55 % del suelo y la reducción mas importante se registró en EG-I₃ (Fig. III.11).

El área basal, variable sobre la que se planificaron los raleos, se correlacionó positivamente ($p < 0.05$) con la cobertura arbórea (coef. Cor. = 0.78) y negativamente con la cobertura del sotobosque (coef. Cor. = -0.79 y -0.61 para sotobosque alto y bajo, respectivamente).

Los patrones de emergencia, sobrevivencia y abundancia de plántulas variaron con los tratamientos según los sitios:

- i) la emergencia de plántulas (Fig. III.7) se retrasó en las parcelas intervenidas de Los Cipreses y el Guadal. En noviembre germinaron más del 60 % de las plántulas en los controles y menos del 42 % en las intervenidas. Además, en las parcelas intervenidas de Rodal 72 y El Guadal la emergencia de plántulas se extendió hasta febrero.
- ii) la sobrevivencia en las parcelas intervenidas

presentó una tendencia general a aumentar en verano y a disminuir en invierno respecto a las parcelas sin intervenir (Fig. III.12). Sin embargo, la sobrevivencia al primer año, en su conjunto, no varió entre las parcelas raleadas y las controles.

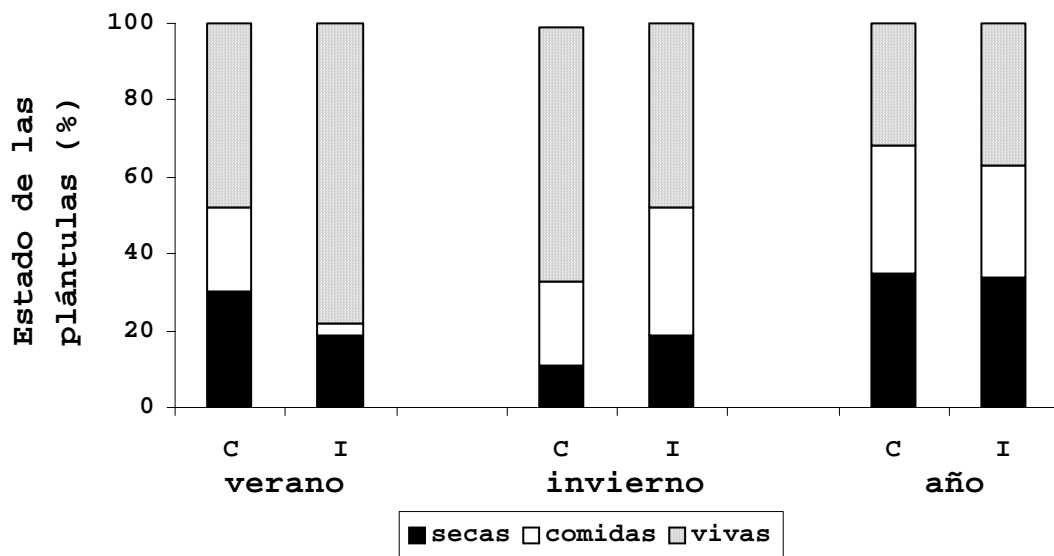


Figura III.12: Proporción de plántulas secas, comidas y vivas en las parcelas control (C) e intervenidas (I) en verano, invierno y al final del primer año.

iii) la densidad de plántulas de clase 0 disminuyó a valores menores al 60 %, respecto a la parcela control, en los sitios con baja regeneración (Los Cipreses y El Guadal). Por el contrario, aumentó más de una vez y media en aquellos con alta regeneración (Rodales 11 y 72). Los diagramas de cajas (Fig. III.13) mostraron:

iii-1) que la mediana de los sitios de baja regeneración, a diferencia de los de alta regeneración, es siempre 0, debido a que la mayoría de las subparcelas presentaron un valor nulo de plántulas y,

iii-2) que los valores extremos influyen en la densidad media a pesar de representar menos del 15 % de la superficie muestreada.

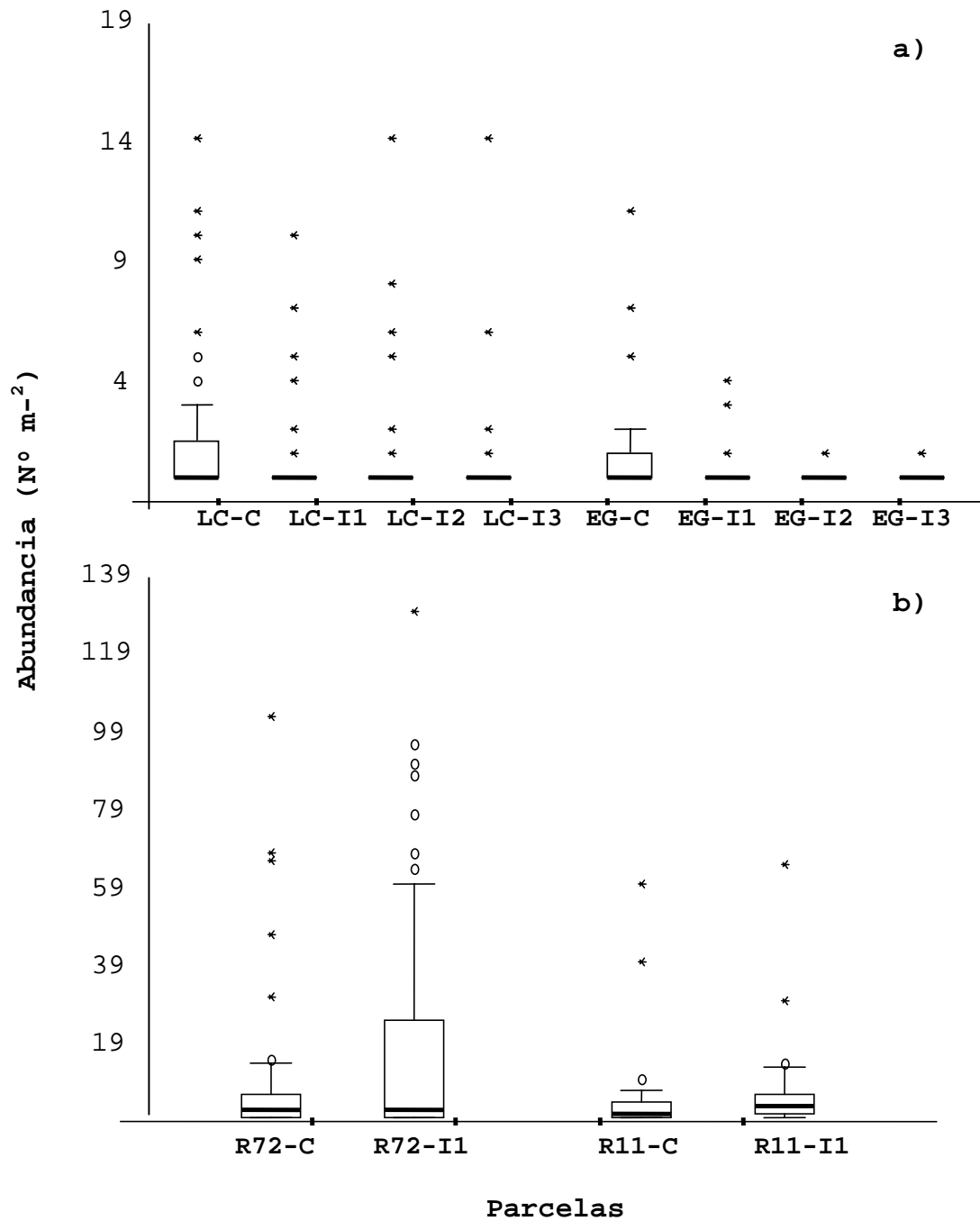


Figura III.13: Diagramas de caja de la abundancia de plántulas clase 0 para los sitios con baja (a) y con alta regeneración (b).

La abundancia de plántulas de la clase 1 siguió el mismo patrón de las de clase 0: disminuyó respecto a las parcelas controles de 0,5 a 0,1 ó 0,2 plántulas/m² en los sitios con baja regeneración y se duplicó en los sitios de alta regeneración. La abundancia de plántulas de la clase 2 no varió en las parcelas intervenidas respecto a los controles (densidades menores a 0,1 en sitios de baja regeneración y entre 0,3 y 0,5 en sitios de alta regeneración).

El número de verticilos desarrollados al primer año presentó mayor variabilidad en las parcelas intervenidas (Fig. III.14). Las plántulas con menor crecimiento correspondieron a El Guadal.

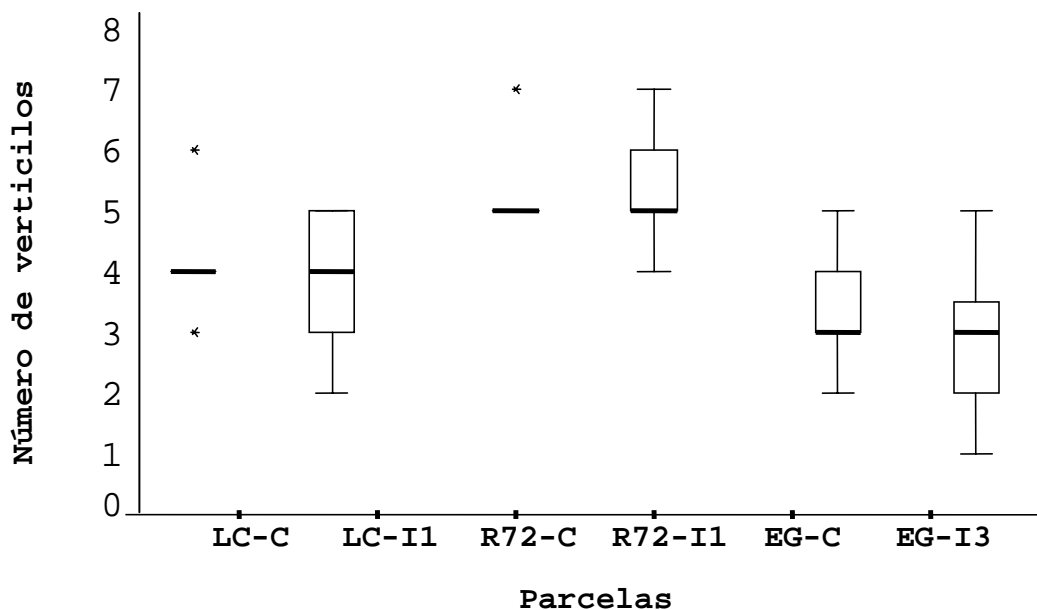


Figura III.14: Diagramas de cajas ilustrando el número de verticilos en plántulas de un año.

En Rodal 72, sitio de mayor regeneración tanto en parcelas controles como intervenidas, se registró la mayor cantidad de agua en profundidad a fines de

primavera y principios de verano (Fig. II.3). La correlación entre humedad en profundidad y reclutamiento (abundancia de plántulas de clase 0) resultó significativa sólo para fines de primavera-principios del verano (Coef. Cor. Spearman = 0,94, 0,93 y $p = 0,005$ y $0,008$ respectivamente) (Fig. III.15).

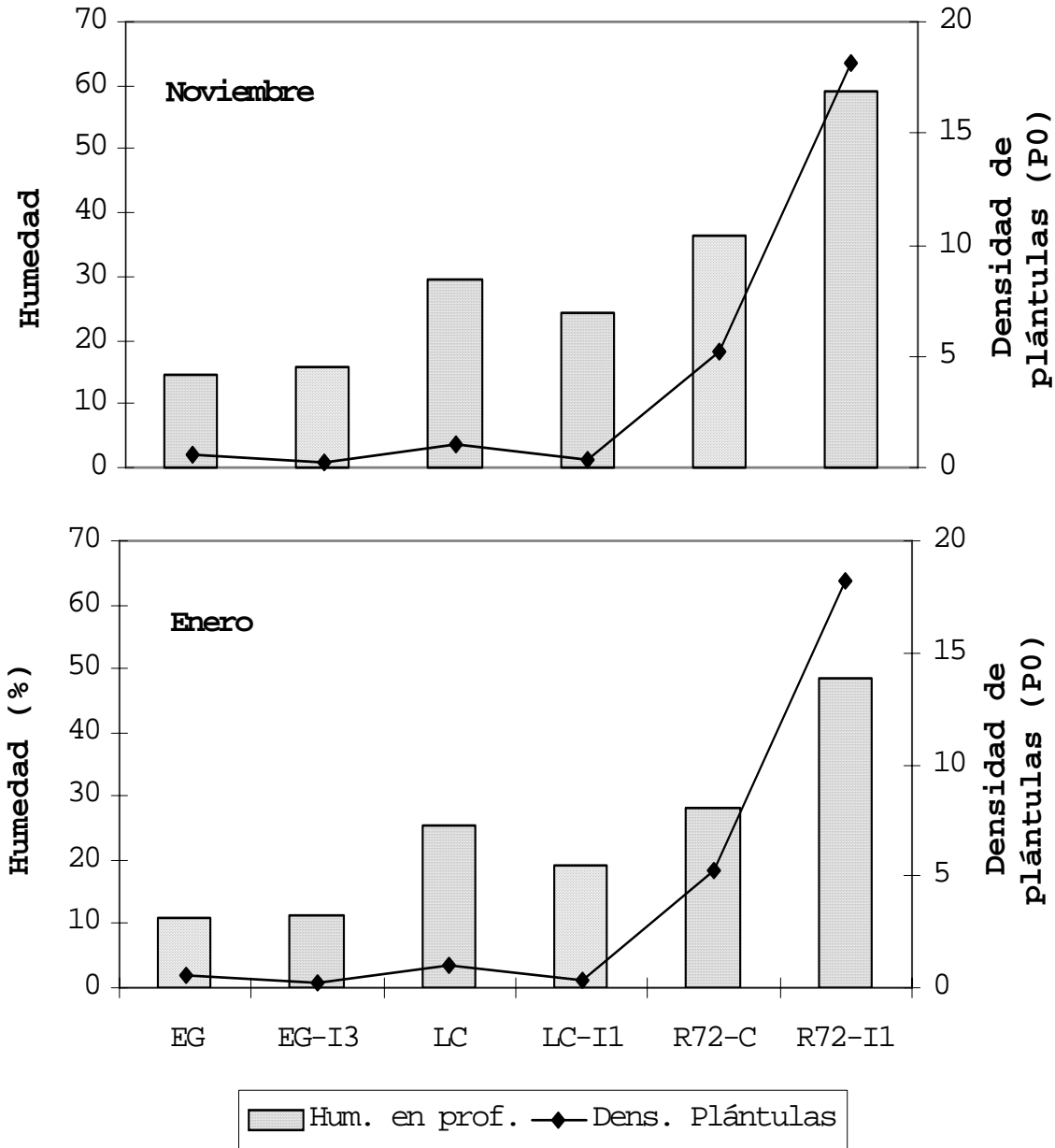


Figura III.15: Humedad del suelo (%) en profundidad (> 70 cm) (líneas) y Densidad de plántulas de la clase 0 para cada sitio y tratamiento (barras). Detalles de registros de humedad en Cap. II.

III.4- DISCUSION

III.4.1- Condiciones de micrositio y regeneración de *A. chilensis*:

Al igual que en otras coníferas (Arnott 1973; Black & Bliss 1980), la emergencia de plántulas de *A. chilensis* a campo se extendió desde mediados de primavera hasta mediados del verano. Sin embargo, en laboratorio y con mejores condiciones de humedad y luz, la emergencia se concentra en dos semanas (Raffaele & Gobbi 1996). Las diferencias entre ambos resultados indicarían que la prolongación del período de emergencia se debe a condiciones ambientales y no a características morfológicas de las semillas o a inmadurez en el desarrollo embrionario. El retardo en la emergencia de plántulas ha sido interpretado como una estrategia que permite, a parte de la progenie, eludir condiciones climáticas desfavorables o agentes patógenos (Larcher 1995). En *A. chilensis*, las plántulas que emergen tardíamente presentaron una alta tasa de sobrevivencia, a pesar de la baja humedad del suelo durante el verano. El estadio de plántula es particularmente vulnerable a la mortalidad por herbivoría (Hendrix 1988) y la emergencia tardía le permitiría evitar este efecto. Dos hipótesis podrían explicar la alta sobrevivencia de las plántulas de emergencia tardía: i) en verano, la cobertura herbácea es más alta que en primavera y, por lo tanto, los herbívoros tienen otras alternativas alimenticias y/o ii) la depredación estaría asociada con el ciclo de vida del predador. Posiblemente el predador principal sea *Nyctelia wittneri* (Tenebrionidae, Insecta). Kitzberger et al. (En

prensa) han encontrado plántulas de *A. chilensis* depredadas por este escarabajo, con características de predación similares a las halladas en este estudio (corte sagital del tallo en proximidades de los cotiledones y presencia de la parte cortada de la plántula en las proximidades, sin signos de haber sido comida).

Las plántulas que crecen en micrositios correspondientes a pequeños claros o a sus bordes mostraron alta sobrevivencia. *A. chilensis* ha sido considerada una especie relativamente intolerante a la sombra (Donoso 1982; Enright & Ogden 1995; Kitzberger 1995; Veblen et al. 1995). Los resultados obtenidos coinciden con asignarle el modo regenerativo correspondiente a la fase de claros a escala fina (Veblen 1989; Veblen 1992; Veblen et al. 1995) en bosques mésicos y densos. La mayor abundancia bajo dosel intermedio, registrada en este trabajo, puede explicarse considerando que el aporte de semillas depende de la proximidad de árboles hembras (Gobbi 1992).

El nicho regenerativo se caracterizó, en general, por el dosel arbóreo intermedio o pequeños claros con moderada a alta luminosidad y baja abundancia de hojarasca de ciprés. Además de estas condiciones, existen otras, que resultan ligadas a etapas particulares de la regeneración temprana. Así, el reclutamiento de plántulas y la sobrevivencia al primer verano se asociaron a una alta cobertura del estrato herbáceo y a suelo cubierto por musgos y hojarasca de *N. antarctica*, mientras que la presencia de arbustos aumentó la sobrevivencia al primer invierno.

En verano, con escasas precipitaciones y temperaturas más altas, la mortalidad por la sequía

Capítulo IV:

**RESPUESTA DE LOS RENOVALES
DE *Austrocedrus chilensis*
A LAS INTERVENCIONES FORESTALES**

IV.1- INTRODUCCION

En bosques templados, la respuesta de las especies dominantes a los disturbios condiciona la forma de extracción (Leak & Filip 1977; Runkle 1985). Las intervenciones que provocan grandes claros (tala rasa o raleos muy intensos) favorecen la representación de especies intolerantes. Las intervenciones leves (cortas de pequeños grupos de árboles o de individuos aislados, cortas de selección) conducen a incrementos relativos de i) especies tolerantes a la sombra y/o ii) especies arbóreas que presentan crecimiento moderado o rápido en los claros y bajo durante los períodos en que el dosel arbóreo se cierra.

Para reproducir la composición original de las especies de muchos bosques templados pluriespecíficos se ha recomendado el uso de sistemas mixtos de corta, en los cuales se combinan extracciones de pocos ejemplares, que generan parches chicos, con raleos mas intensos. Cuando los bosques son monoespecíficos, y se pretende mantenerlos de esta manera, el sistema de corta puede simplificarse (Runkle 1985). Sin embargo, muchas especies arbóreas cambian sus requerimientos ecológicos con la edad o con el tamaño (Parrish & Bazzaz 1985). En estos casos, un solo modo de extracción puede beneficiar a un estadio pero perjudicar a otro y, por lo tanto, el manejo recomendado podría asemejarse al propuesto para un bosque mixto.

Los renovales de un bosque representan un estadio intermedio entre plántulas y adultos, con requerimientos y respuestas propias a las modificaciones ambientales, que pueden ser diferentes a las de los demás estadios (Kubota 1995).

Austrocedrus chilensis es una conífera que prospera en ambientes muy distintos, tanto en lo que hace a humedad como a luminosidad, y se presenta a lo largo de un marcado gradiente ambiental (Donoso Zegers 1993; Veblen et al. 1995). Las mejores condiciones de crecimiento se han asociado a precipitaciones a fines de primavera y principios del verano (Villalba & Veblen 1997).

Los adultos de *A. chilensis* pueden acelerar su crecimiento como respuesta a aperturas del dosel arbóreo, aún luego de décadas de supresión (Veblen et al. 1992). El incremento diamétrico aumenta claramente después del raleo, salvo en los casos de intervenciones leves (Bava et al. 1993). Esto haría suponer que, si el objetivo es la producción de madera, las intervenciones más intensas serían las más apropiadas para esta especie. Sin embargo, esto no garantiza la sustentabilidad del sistema productivo, ni contempla los otros usos del bosque.

La relación entre dosel arbóreo y abundancia de renovales no es clara. Por un lado, la abundancia de renovales se ha asociado con áreas de baja área basal (Relva & Veblen 1998), grandes claros y alta cobertura del sotobosque (Relva 1999), como se espera para una

especie relativamente intolerante (Donoso Zeguers 1993) o semi-intolerante a la sombra (Enright & Ogden 1995). La frecuencia de renovales en claros pequeños (< 5 m de diámetro), es similar a la registrada bajo dosel arbóreo cerrado, mientras que el crecimiento anual en altura es mayor en estas últimas condiciones (Damascos 1998).

En base a los antecedentes mencionados, la respuesta de los renovales a las intervenciones forestales dependería del tipo e intensidad de intervención. Podrían esperarse los siguientes cambios en la abundancia, respecto a los bosque sin intervención:

- a) si los raleos son intensos y forman claros grandes, se espera que aumente la abundancia (Relva 1999),
- b) si los raleos son leves a moderados y los claros son chicos (< 5 m de diámetro), la abundancia sería similar,
- c) si la intervención incluye remoción del sotobosque se espera que la abundancia se reduzca tanto como consecuencia directa del daño sobre los renovales (remoción o heridas) como, indirectamente, por reducción del efecto protector de los arbustos (efecto nodriza), al menos en los renovales de menor tamaño. Sin embargo, algunos renovales podrían beneficiarse por reducción de la competencia por agua, luz y nutrientes con otras especies del sotobosque y con otros renovales.

Se plantea como hipótesis que el manejo extractivo de los bosques puros y densos de *A. chilensis*

❖ aumentan la abundancia y el crecimiento de los renovales.

El objetivo del presente trabajo es

* estudiar el impacto de algunas prácticas silvícolas sobre la abundancia y el tamaño de los renovales de *A. chilensis*.

IV.2- METODOLOGIA:

IV.2.1- Estudios a campo: abundancia de renovales de *A. chilensis* y caracterización de las condiciones microambientales.

En este trabajo se denomina renoval a los individuos de *A. chilensis* con más de 10 cm de altura (h) y menos de 50 mm de diámetro a la altura del pecho (DAP).

El estudio se realizó durante fines del verano de 1994, en todas las parcelas de estudio de los cuatro sitios mencionados en Area de Estudio (Los Cipreses, Rodal 72, Rodal 11 y El Guadal) (Fig. I.1; Tabla I.1).

En un muestreo se determinó el tamaño de la muestra por el método de la media móvil (Matteucci & Colma 1982). Se establecieron aleatoriamente 4 transectas

perpendiculares a la pendiente en cada parcela. En cada transecta se ubicaron, también aleatoriamente, 5 subparcelas de 4 m² cada una (= 20 subparcelas por parcela, según los resultados obtenidos en el premuestreo), resultando en un total de 240 subparcelas (20 subparcelas x 12 parcelas de estudio). En cada subparcela se registró la abundancia y el tamaño de renovales de *A. chilensis*, la cobertura porcentual del dosel arbóreo, del sotobosque alto (compuesto por arbustos), del sotobosque bajo (compuesto principalmente por hierbas) y la luminosidad. Como indicadores del tamaño de los renovales se utilizó la altura (h), diámetro a la altura de la base (DAB) y diámetro a la altura del pecho (DAP), cuando la altura del renoval lo permitió. La luminosidad se estimó mediante mediciones instantáneas de luz en cada sub-parcela, utilizando un fotómetro graduado a 100 ASA, ubicado a 1 m del suelo. El índice lumínico se calculó como el porcentaje de luz medido respecto al mayor valor encontrado en un área próxima fuera del bosque.

Independientemente, se recolectaron entre 12 y 15 renovales de cada parcela (n= 156) para establecer la relación entre edad y tamaño. En ellos se registró altura, DAB y DAP. De cada ejemplar se cortó una rodaja, a la altura de la base, para estimar la edad del renoval. En laboratorio, las rodajas se secaron y se pulieron con lijas de granulometría sucesivamente mas fina, hasta obtener una visión clara de los anillos de crecimiento.

El recuento del número de anillos se realizó bajo lupa binocular.

IV.2.3- Análisis estadístico

Se utilizó un Análisis de Componentes Principales (ACP) para estudiar la relación, en las parcela sin intervenir, entre las variables de micrositio y i) la abundancia (Nº de renovales/subparcela) y ii) del tamaño de los renovales (altura, DAB y DAP). Se consideraron las siguientes variables ambientales: luminosidad, cobertura del dosel arbóreo, del sotobosque alto y del sotobosque bajo.

Las distribución de la densidad de renovales por parcela se ilustró con diagramas de caja (Notched-box-plot) (Montgomery & Runger 1996).

La disposición espacial se analizó utilizando la relación varianza/media y la prueba Chi cuadrado para probar o rechazar la aleatoriedad de distribución de los renovales en el espacio (Kershaw 1964).

Las relaciones DAB/edad y altura/edad, para renovales provenientes de parcelas control e intervenidas (con y sin remoción del sotobosque y eventualmente poda) se ajustaron a una función exponencial.

En todos los análisis estadísticos se utilizó $p < 0,05$ como nivel de rechazo de la hipótesis nula.

IV.3- RESULTADOS

IV.3.1- Los renovales de *A. chilensis* en las parcelas sin intervención.

En las parcelas control la abundancia de renovales varió entre 0,41 y 0,50 renovales/m², salvo en El Guadal donde alcanzó valores medios de 0,89 renovales/m². La estructura de tamaños varió según los sitios. Así, la densidad de los renovales menores a 100 cm de altura representó, entre un 25 % y un 50 % en Los Cipreses y El Guadal, respectivamente, y más de un 75 % en Rodal 72 y Rodal 11.

El patrón de disposición espacial de los renovales fue agrupado en todas las parcelas de estudio, la relación varianza/media fue mayor a 1 y varió entre 1,57 ± y 3,74. La distribución de la densidad difirió significativamente de una distribución aleatoria ($\chi^2=43,90$ p= 6,72 10⁻⁹).

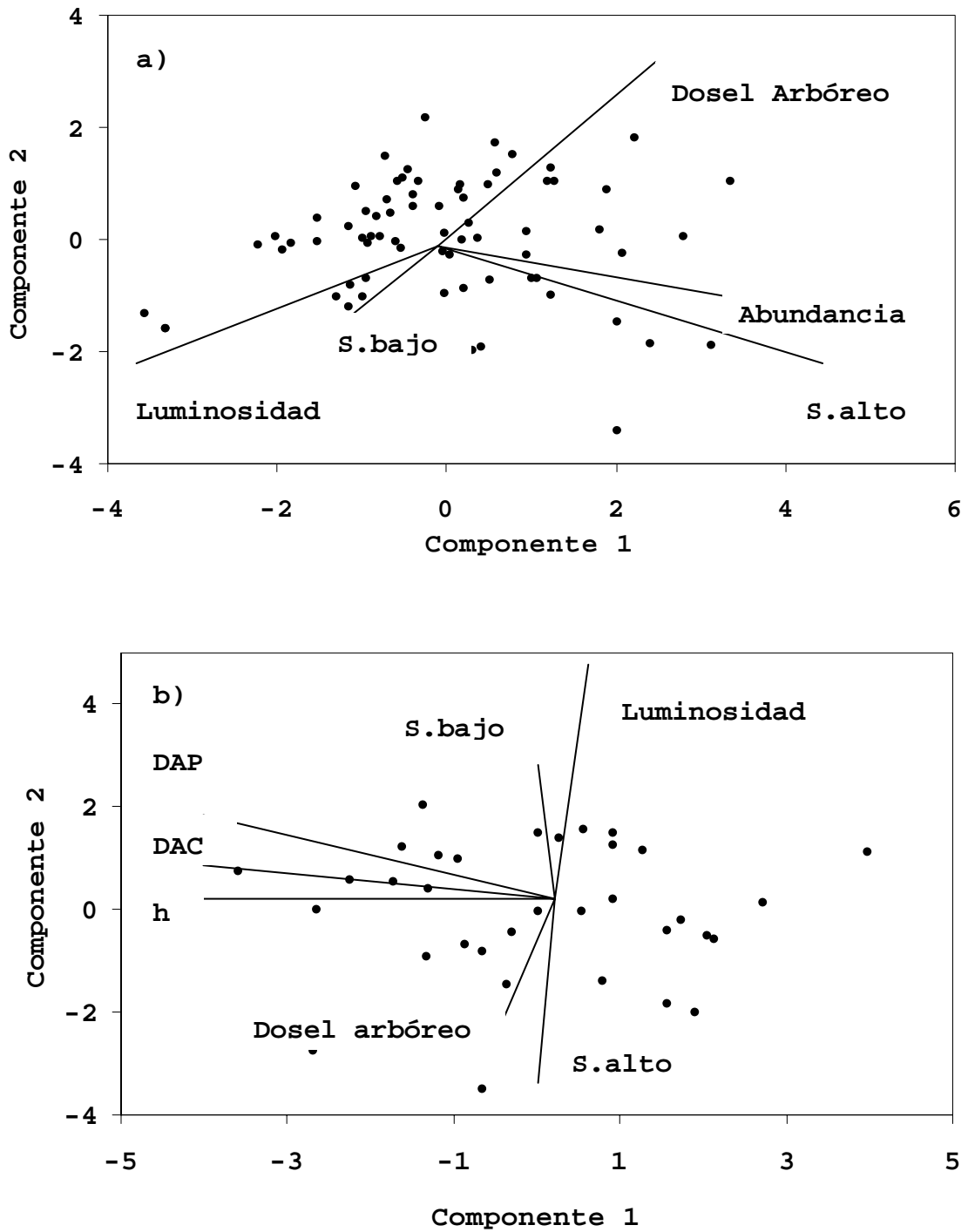


Figura IV.1: Diagrama de ordenación del ACP basado en condiciones de micrositio y a) abundancia de renovales y b) tamaño de los renovales para las parcelas sin intervención (controles). Los puntos representan subparcelas (gráfico a) y renovales (gráfico b). S.= sotobosque.

El ACP realizado para estudiar la asociación entre condiciones ambientales y densidad de renovales (Fig. IV.1.a) en las parcelas control acumuló, en los dos primeros componentes, un 64,53 % de la varianza ($\lambda_1= 38,75$ % y $\lambda_2= 25,78$ %). La abundancia de renovales se asoció, principalmente, con alta cobertura del sotobosque alto (Figura V.2) y, en menor grado, con la cobertura del dosel arbóreo. La densidad media varió entre 0,15 ind. m² (ES= 0,10), cuando la cobertura del sotobosque alto fue baja o ausente, y 1,45 ind/m² (ES= 0,25) cuando la cobertura fue casi completa. La densidad bajo el dosel arbóreo cerrado fue ligeramente mayor (0,82 ind. m⁻², ES= 0,19) que en los claros (0,54 ind. m⁻², ES= 0,11).

Se realizó un segundo ACP para estudiar la asociación entre el tamaño de los renovales y las condiciones ambientales (Fig. IV.1.b). Este análisis indicó que las variables consideradas no explicaron el tamaño de los renovales ($\lambda_1= 41,54$ % y $\lambda_2= 24,05$ %).



Figura V.2: Renoval de *A. chilensis* creciendo bajo arbustos (sotobosque alto).

IV.3.2- Respuesta de los renovales de *A. chilensis* a las intervenciones extractivas.

En los sitios en que las intervenciones consistieron únicamente en raleos (Los Cipreses y Rodal 72), la abundancia total de renovales se mantuvo en niveles similares a los registrados en las parcelas control correspondientes (Fig. IV.3). Cuando la intervención incluyó remoción del sotobosque (Rodal 11 y El Guadal), las diferencias respecto a la parcela control correspondiente, fueron mayores (Fig. IV.3): i) la densidad media de renovales se redujo a valores menores al 20 %, ii) la mediana, en general, fue igual a 0 y iii) fueron muy escasos los renovales de mayor tamaño.

Los renovales mantuvieron la disposición espacial agrupada, independientemente del tratamiento considerado. La distribución de la densidad de renovales difirió significativamente de una distribución aleatoria tanto en las parcelas sin remoción del sotobosque ($\chi^2= 18,03$ y $p= 4,34 \cdot 10^{-4}$) como en aquellas con remoción del sotobosque ($\chi^2= 12,12$ y $p= 4,98 \cdot 10^{-4}$).

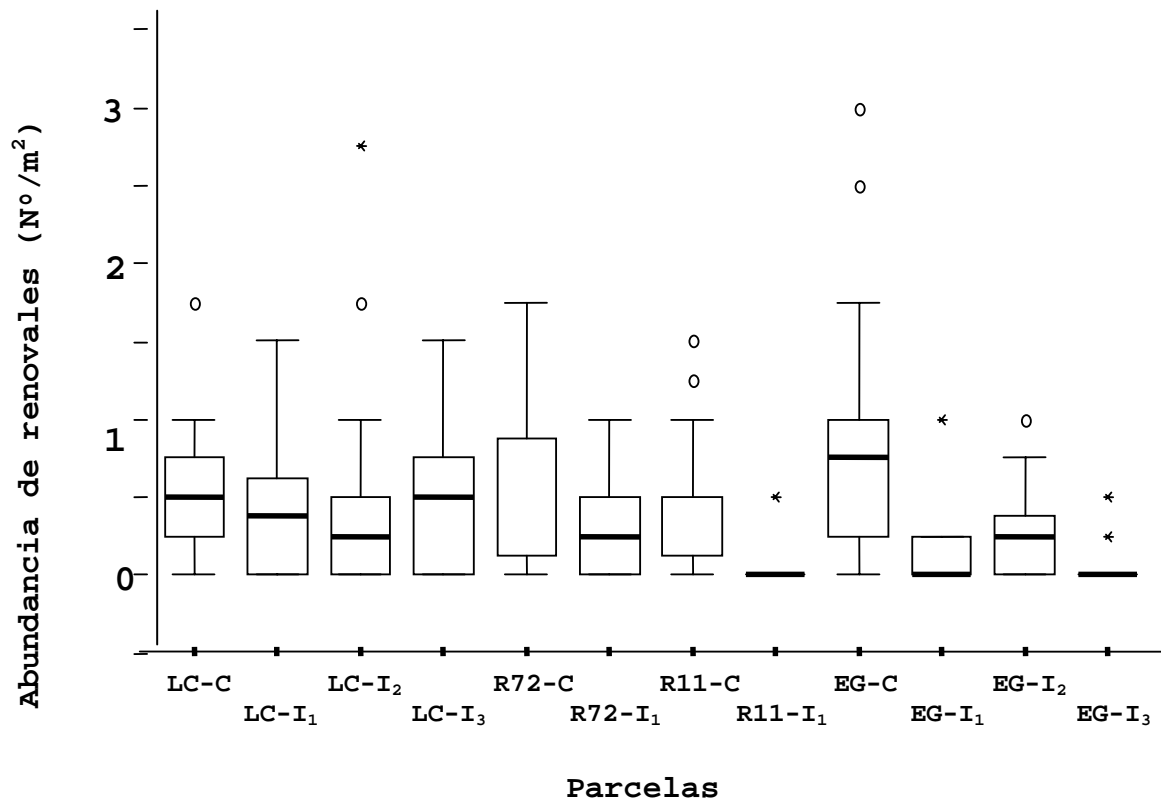


Figura IV.3: Diagramas de caja ilustrando la distribución de la densidad en las parcelas de estudio. El rectángulo incluye el 50 % de los datos ubicados en el centro de la distribución. La línea horizontal gruesa indica la mediana. Las líneas verticales representan las observaciones comprendidas entre 0 y 1,5 veces el rango intercuartílico. Los valores atípicos se señalan con círculos y los atípicos extremos con asteriscos.

La abundancia de renovales según la cobertura del sotobosque alto siguió el mismo patrón en las parcelas control e intervenidas, independientemente del tipo de intervención (Fig. IV.4.a).

La situación es distinta cuando se analiza la densidad en función de la cobertura del dosel arbóreo (Fig. IV.4.b). En las parcelas en que las intervenciones consistieron solamente en raleos, la densidad se redujo, en los claros y bajo dosel arbóreo intermedio. En las parcelas con raleo, remoción del sotobosque y,

eventualmente, poda, la densidad se redujo independientemente del tipo de dosel.

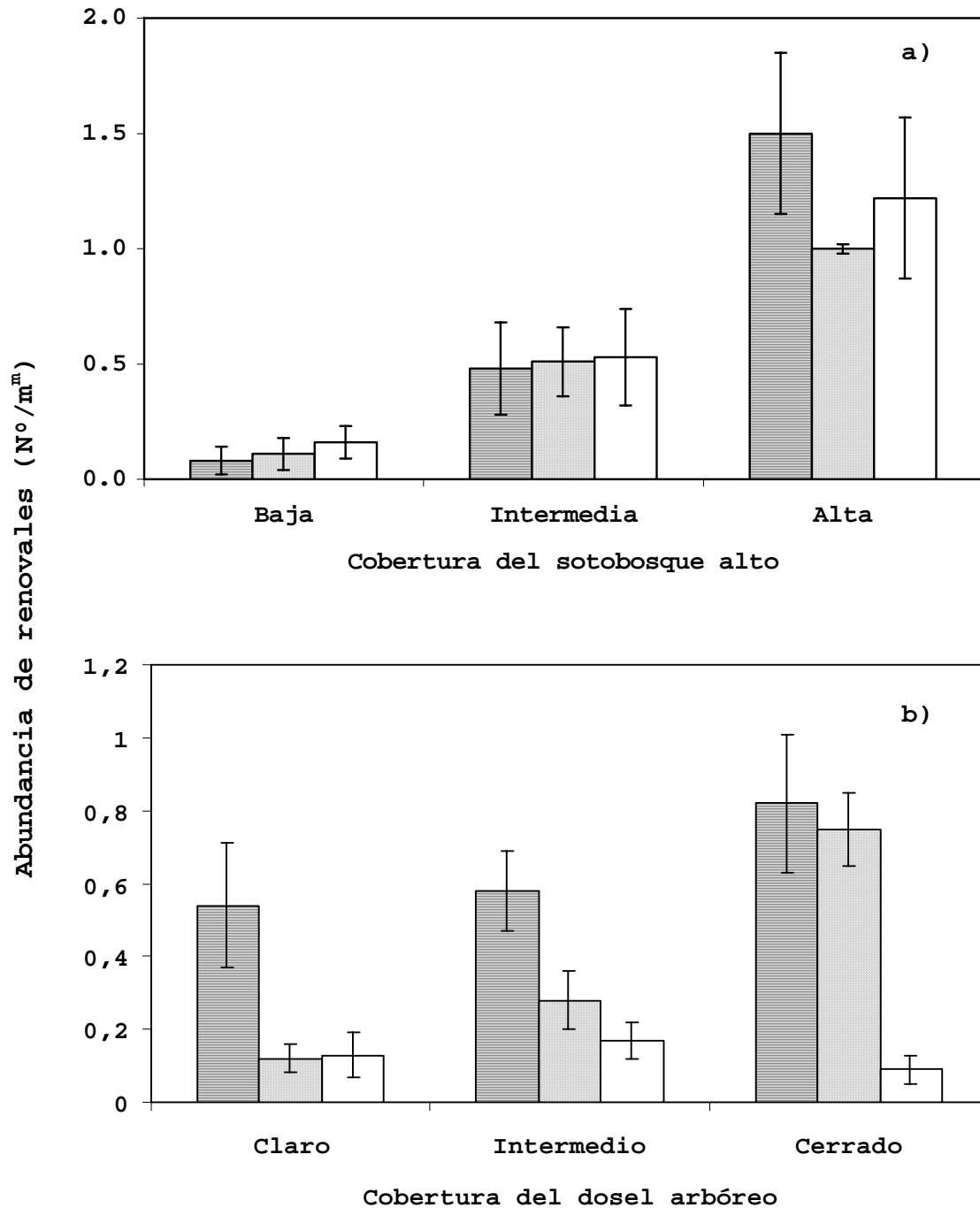


Figura IV.4: Abundancia de renovales (N°/m²) en distintas condiciones de cobertura del sotobosque alto (a) y del dosel arbóreo (b). Parcelas control (rayas), intervenidas sin remoción del sotobosque (puntos) e intervenidas con remoción del sotobosque (liso).

Las relaciones de crecimiento (DAB y altura en función de la edad) son muy similares para las parcelas intervenidas y sus respectivas parcelas control. Considerando esto, los resultados se han agrupado según los tratamientos y se ilustran en la Tabla IV.1 y en la Figura IV.5. El crecimiento fue muy similar en los tres tratamientos consideradas.

Tabla IV.1: Parámetros y R² de las regresiones exponenciales entre DAB-edad y altura-edad.

Parcelas:	Controles	Raleadas	Raleadas y con remoción del sotobosque
DAB			
Intercepción	0,761 ± 0,129	1,031 ± 0,195	0,856 ± 0,308
Pendiente	0,049 ± 0,003	0,048 ± 0,004	0,048 ± 0,008
R²	90,2	77,7	75,2
ALTURA			
Intercepción	2,251 ± 0,167	2,779 ± 0,247	2,527 ± 0,380
Pendiente	0,061 ± 0,004	0,054 ± 0,006	0,056 ± 0,010
R²	87,9	73,3	71,3

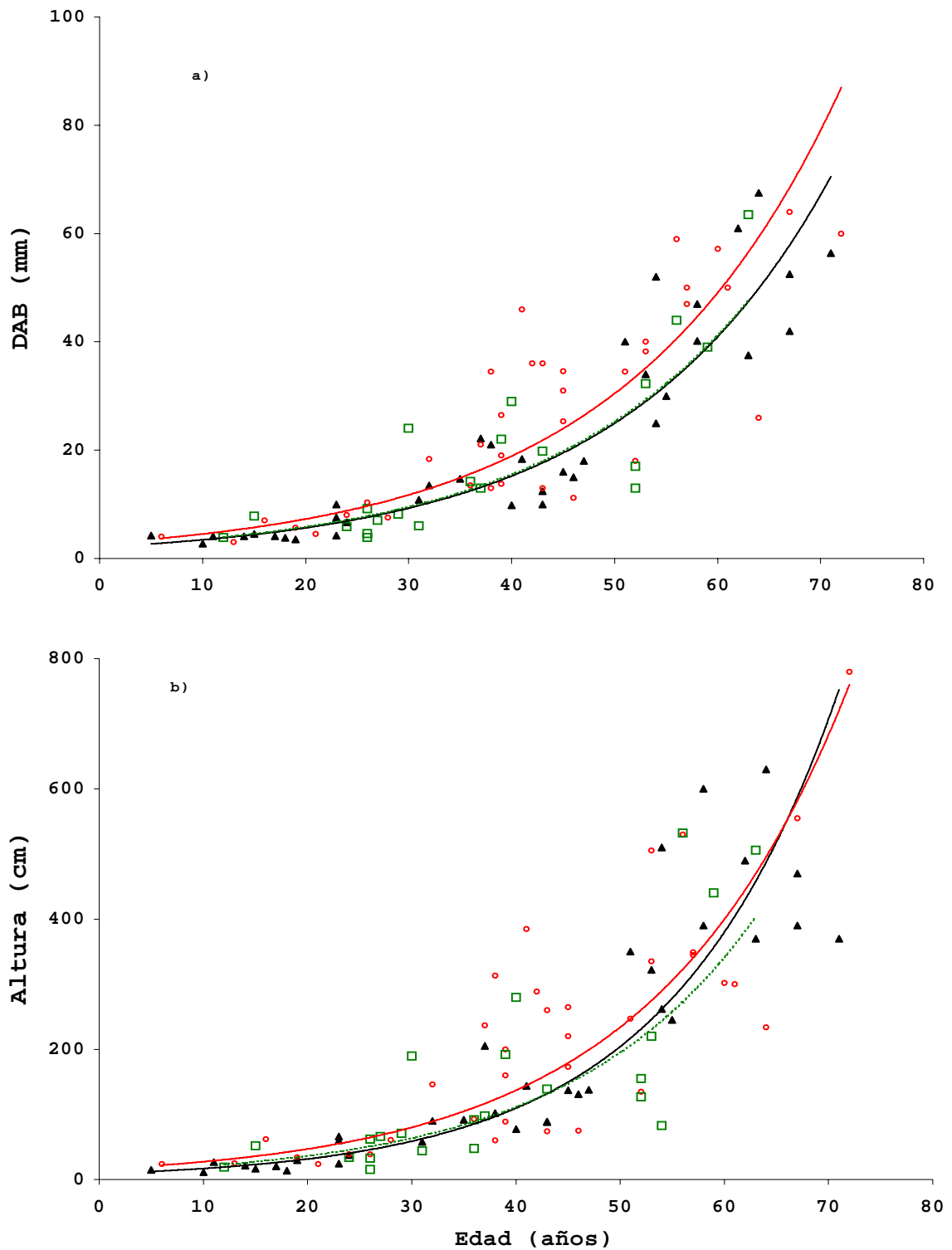


Figura IV.5: Relaciones entre DAB y edad (a) y altura y edad (b) para renovales de *A. chilensis*. Parcelas control (negro); Parcelas raleadas (rojo); parcelas raleadas y con remoción del sotobosque (verde). Los parámetros de las ecuaciones se muestran en la tabla IV.1.

IV.4- DISCUSION

La abundancia de renovales de *A. chilensis* fue similar en las parcelas sin intervención de los sitios estudiados, salvo en el caso de El Guadal que presentó valores mayores. Estos resultados no reflejan el patrón de abundancia de plántulas (Capítulo III). La mayor densidad de El Guadal podría deberse a una acumulación, en el estadio de renovales, de individuos de distintas edades, que retardaron su crecimiento en condiciones de menor humedad y fertilidad (Capítulo II). Goya et al. (En revisión) encontraron en El Guadal, que los anillos de crecimiento mostraron un crecimiento acelerado en etapas tempranas de instalación de los árboles que actualmente son dominantes y codominantes. Este crecimiento fue superior al registrado, para la misma etapa, en rodales próximos ubicados en Loma del Medio (donde se encuentran los Rodales 11 y 72), a pesar de que este sitio presentó mejores condiciones edáficas. Dichos autores atribuyen esta diferencia a que el rodal estudiado en El Guadal se estableció en condiciones mas abiertas que el de Loma del Medio, y su crecimiento se vio limitado rápidamente por la baja capacidad productiva del sitio. Estos antecedentes harían suponer que la tendencia a aumentar la abundancia de renovales de El Guadal podría ser el producto de un banco de renovales suprimidos, que no han logrado ingresar a la población de adultos. Esto

explicaría, por otro lado, la menor densidad de adultos registrada en El Guadal (Capítulo I).

La presencia de renovales está fuertemente asociada al sotobosque alto, formado por arbustos, y, en menor grado, a la cobertura del dosel arbóreo.

La asociación entre arbustos y renovales, que es similar a la registrada con las plántulas de *A. chilensis* (Capítulo III), ha sido reconocida tanto en áreas fuertemente disturbadas (Veblen & Lorenz 1987; Gobbi & Sancholuz 1992; Relva & Veblen 1998; Relva 1999) como en otras sometidas a fuerte stress, como el ecotono estepa-bosque (Kitzberger et al. En prensa).

Los resultados obtenidos en el presente estudio permitirían extender el efecto facilitador de los arbustos en el establecimiento de renovales de *A. chilensis* a condiciones de bosque denso. Nuevos estudios se hacen necesarios para dilucidar si esta asociación se debe: i) a que los arbustos propiciaron la sobrevivencia de las plántulas al invierno (Capítulo III), condicionando desde etapas tempranas la ubicación espacial, y/o ii) si el efecto protector de los arbustos continúa aún en individuos jóvenes.

En las parcelas sin intervenir, la abundancia de renovales mostró valores ligeramente mayores en condiciones de dosel cerrado. Estos resultados no coinciden con los obtenidos por Relva y Veblen (1998) ni por Damascos (1998). Esta controversia podría explicarse si se consideran diferentes aspectos, como la escala y la

metodología de trabajo. Así, los resultados obtenidos por Relva y Veblen (1998) se refieren a parcelas considerablemente mas grandes que las subparcelas de este estudio y no consideran la heterogeneidad interna de dicha parcela. Los resultados obtenidos por Damascos (1998) se refieren a frecuencia de renovales, que en el caso de poblaciones con disposición espacial agrupada, no es equivalente a densidad. Por otro lado no puede descartarse que la mayor abundancia de renovales bajo dosel cerrado sea consecuencia de individuos suprimidos.

El efecto de la intervenciones extractivas dependió del tipo de tratamiento. Sólo cuando los raleos estuvieron acompañados de remoción del sotobosque se redujo la abundancia de los renovales y cambió la composición de los mismos. La mayoría de los renovales de las parcelas con remoción del sotobosque fueron menores de 100 cm. Estos resultados pudieron deberse a varias razones, no excluyentes: i) eliminación directa de renovales cuando se realiza la remoción del sotobosque, y ii) cambios en las condiciones ambientales, principalmente cobertura del sotobosque alto (arbustos). La recuperación de la cobertura sotobosque alto (Capítulo III y V), se debió a la alta capacidad de rebrote y de crecimiento del mismo. Los renovales de *A. chilensis* no rebrotan y tienen un crecimiento mas lento que la mayoría de los arbustos del sotobosque, sobre todo cuando están en condiciones de claros (Damascos 1998). Por lo tanto, la menor abundancia y tamaño de los renovales de *A.*

chilensis, indicarían que esta especie posee un tiempo de recuperación mayor que el de los arbustos.

El crecimiento de los renovales no parece diferenciarse en respuesta a las intervenciones. Sin embargo, los resultados obtenidos podrían estar muy por debajo de las condiciones óptimas para el crecimiento. Kitzberger et al. (En prensa) informó crecimientos mayores a los registrados en este trabajo para renovales de *A. chilensis* ubicados en condiciones de dosel arbóreo mas abierto. En estas condiciones, los renovales alcanzaron una altura de 60 cm en 15-20 años, que varió según la cobertura arbustiva, mientras que las ecuaciones de ajuste de datos de este trabajo predicen una altura que varía entre 28 y 41 cm, según las condiciones de las parcelas. Estudios experimentales de liberación del crecimiento de renovales, considerando remoción del dosel y de los arbustos a distintas edades y tamaño de los renovales, podría arrojar información muy valiosa para el manejo de la especie.

BIBLIOGRAFIA

- Bava, J.; Roo, G.; Rey, M. & C. Biaux. 1993. Respuesta del ciprés de la cordillera a distintos tipos de raleo. Actas del International Symposium on System Analysis and Management decisions in Forestry. Valdivia, Chile.
- Damascos, M. 1998. Morfología de las plantas de los claros y áreas sombreadas del bosque de *Austrocedrus chilensis*, Argentina. *Ecología Austral* 8:13-22.
- Donoso Zegers, C. 1993. Bosques templados de Chile y Argentina. Variación, Estructura y Dinámica. *Ecología Forestal*. Editorial Universitaria, Santiago de Chile. 484 pp.
- Enright, N.J. & J. Ogden. 1995. The Southern Conifers-A Syntesis. In: Enright, N.J. & R.S. Hill (Eds.). *Ecology of the Southern Conifers*. Melbourne Univ. Press, Victoria. pp. 271-287.
- Gobbi, M. & L. Sancholuz. 1992. Regeneración post-incendio del ciprés de la cordillera (*Austrocedrus chilensis*) en los primeros años. *Bosques* 13:25-32.
- Goya, J.F.; Yapura, P.F., Ferrando, J.J.; Barrera, M.D. & M.A. Arturi. En revisión. Crecimiento individual y de rodales de *Austrocedrus chilensis* en El Bolsón, Rio Negro, Argentina.
- Kershaw, K.A. 1964. *Quantitative and dynamic ecology*. American Elsevier Publishing Co., New York. 183 pp.

- Kitzberger, T., Steinaker, D. & T.T. Veblen. In press. Effects of climatic variability on facilitation of tree establishment in northern Patagonia. *Ecology*.
- Kubota, Y. 1995. Effects of disturbance and size structure on the regeneration process in a sub-boreal coniferous forest, northern Japan. *Ecological Research* 10:135-142.
- Leak, W.B. & S.M. Filip. 1977. Thirty-eight years of group selection in New England northern hardwoods. *J. For.* 75:641-643.
- Matteucci, S.D. & A. Colma. 1982. Metodología para el estudio de la vegetación. Secretaría Gral. de la Organización de los Estados Americanos. Prog. Regional de Desarrollo Científico y Tecnológico, Washington. 168 pp.
- Montgomery, D.C. & G.C. Runger. 1996. Probabilidad y estadística aplicadas a la ingeniería. McGraw-Hill, México. 895 pp.
- Parrish, J.A.D. & F.A. Bazzaz. 1985. Ontogenetic niche in old field annuals. *Ecology* 66:1296-1302.
- Runkle, J. 1985. Disturbance regimes in temperate forests. In Pickett, S.T.A. & P.S. White. The ecology of natural disturbance and patch dynamics. Academic Press, Orlando. 17- 34 pp.
- Relva, M.A. 1999. Efectos del ramoneo sobre la regeneración del bosqu de ciprés de la cordillera (*Austrocedrus chilensis*). Tesis Doctoral. Universidad Nacional del Comahue. 122 pp.

- Relva, M.A. & T.T. Veblen. 1998. Impacts of introduced large herbivores on *Austrocedrus chilensis* forests in northern Patagonia, Argentina. *Forest Ecology and Management* 108:27-40.
- Veblen, T.T.; Burns, B.; Kitzberger, T.; Lara, A. & R. Villalba. 1995. The Ecology of the conifers of Southern South America. In Enright, N. J. & R. Hill. *Ecology of the Southern Conifers*. Melbourne Univ. Press., Victoria. pp. 120-155.
- Veblen, T.T. & D. Lorenz. 1987. Post-fire stand development of *Austrocedrus-Nothofagus* forests in northern Patagonia. *Vegetatio* 71:113-126.
- Veblen, T.T.; Kitzberger, T. & A. Lara. 1992. Disturbance and vegetation dynamics along a transect from rainforest to Patagonian shrublands. *Journal of Vegetation Science* 3:291-301.
- Villalba, R. & T.T. Veblen. 1997. Spatial and temporal variation in *Austrocedrus chilensis* growth along the forest-steppe ecotone in northern Patagonia. *Can. J. For. Res.* 27:580-597.

estuvo asociada a micrositios con suelo mineral expuesto (alta evaporación de agua). Resultados similares han sido mencionados para otras coníferas (Black & Bliss 1980). Asimismo, la importancia de la cobertura del suelo, especialmente de los musgos, en la conservación de la humedad, ha sido demostrada en otros estudios (Gibson & Good 1987; St. Hilaire & Leopold 1995). La asociación entre regeneración de especies arbóreas y claros del bosque con alta cobertura herbácea también ha sido reportada para especies de *Podocarpus spp.* en bosques bajos de Sud Africa (Midgley et al. 1995).

Los micrositios con hojarasca de *A. chilensis* presentaron condiciones poco favorables para las plántulas de esta especie, como consecuencia tanto de la depredación como de la sequía. En cambio, aquellos con musgos, hierbas u hojarasca de especies latifoliadas mostraron menor mortalidad al verano. La hojarasca de ciprés es considerada un reservorio del banco de semillas (Raffaele & Gobbi 1996), si bien constituye un pobre sustrato para la germinación (Rovere 1991). Esta aparente controversia entre el banco de semillas asociado a la hojarasca y la baja sobrevivencia de plántulas ha sido registrada en otras especies arbóreas (Lamont et al. 1993). La abundancia de semillas asociada a la hojarasca puede deberse a la limitada dispersión de semillas de *A. chilensis* (Gobbi 1992) y a la incapacidad de enterrarse en el suelo mineral. Diferentes autores (Collins & Good 1987; Lamont et al. 1993; Roberts & Dong 1993; Midgley et al. 1995) han reportado efectos negativos de la hojarasca sobre la germinación y sobrevivencia de plántulas y la atribuyen a mecanismos físicos, físico-químicos y alelopáticos. Particularmente, Facelli (1994) observó que

un incremento en la densidad de la hojarasca resultó en una mayor predación de plántulas. Se proponen dos hipótesis para explicar la alta predación de plántulas de *A. chilensis* en condiciones de abundante hojarasca de la misma especie: i) la capa de hojarasca podría ser el micrositio natural de los predadores y ii) durante el verano, la alta cobertura de hojarasca está asociada con baja cobertura de herbáceas y, por lo tanto, con baja disponibilidad de forraje alternativo para los predadores, aumentando la presión de herbivoría sobre las plántulas. Por otro lado, la hojarasca de las coníferas, en comparación con la de las latifoliadas, mantiene pequeños interespacios que facilitan tanto la evaporación en verano como la rápida percolación luego de una lluvia, reduciendo la disponibilidad de agua en el suelo (Walsh & Woight 1977; Donoso Zegers 1993). Registros de humedad del suelo en los 20 cm superficiales de bosques de ciprés indican que, bajo la hojarasca de esta especie, la humedad es 20 % menor que bajo hojarasca de especies latifoliadas (Gobbi, datos sin publicar).

Las plántulas de *A. chilensis* presentaron crecimiento durante el invierno y la sobrevivencia estuvo asociada con la presencia de arbustos, que atenuarían las bajas temperaturas del suelo. En suelos helados, las plántulas no pueden absorber agua, aún cuando sus requerimientos de evapotranspiración sean muy bajos, efecto que se conoce como "sequía invernal" (Larcher 1995). Este déficit de agua disponible es obviamente más importante en el caso de plántulas con crecimiento invernal. Por otro lado, en suelos con alto contenido de humedad, las heladas producen cristales de hielo subsuperficiales dispuestos verticalmente, que al

expandirse empujan hacia arriba la delgada capa de suelo subcongelado, arrastrando las plántulas con débil arraigamiento y produciendo rotura de raíces. Con el deshielo, la capa superficial del suelo nuevamente baja, pero las raíces de las plántulas quedan expuestas ("descalce"). Este proceso se agrava cuando las heladas son sucesivas, produciendo mortalidad de plántulas de *A. chilensis* en vivero (Rovere 1991). Los resultados indican que, en el caso plántulas menores de un año en bosques densos, existiría un efecto nodriza de los arbustos durante el período invernal.

Según Mitchell (1965), en el caso de Cupresáceas con yemas muy pequeñas o ausentes, el crecimiento es lento al principio, pero se mantiene durante una larga estación de crecimiento, con capacidad de respuesta a mejorías en las condiciones ambientales durante la mitad tardía de dicha estación, existiendo una correlación positiva entre la longitud del vástago y las lluvia del año. Los resultados obtenidos en el presente trabajo confirman el crecimiento continuo de las plántulas de *A. chilensis*. En Rodal 72 es posible que la disponibilidad de agua a fines de primavera y principios del verano explique la mayor regeneración temprana (Capítulo II). La humedad en esta época del año ha sido considerada un factor decisivo en el crecimiento de *A. chilensis* (Villalba & Veblen 1997) y, probablemente, tenga fuertes implicancias en la producción y/o calidad de semillas, como se ha sugerido para otras especies arbóreas (Freeman & McArthur 1982; Chiariello & Gulmon 1991).

III.4.2- Efectos del manejo sobre la regeneración y las condiciones de micrositio.

Los raleos en bosques tienen fuertes implicancias a nivel de micrositios, creando nuevas condiciones o modificando la frecuencia de las mismas. Los efectos sobre las variables de micrositio aumentan en los sitios más secos. Así, mientras en Los Cipreses sólo se registraron cambios en la cobertura arbórea, en El Guadal, se modificó también la cobertura del sotobosque, alto y bajo y la de musgos.

Las prácticas de raleos generaron, como es uno de sus objetivos, aumentos en la apertura del dosel arbóreo. Las podas y/o remociones del sotobosque aumentaron la cobertura del sotobosque bajo y redujeron la de musgos. Las modificaciones registradas en la cobertura de las plantas vasculares (reducción de la cobertura arbórea y aumento de la arbustiva y/o de la herbácea) y la reducción de la cobertura de hojarasca se asociaron a condiciones favorables del nicho ecológico para las plántulas de *A. chilensis*. Por el contrario, la disminución de la cobertura de musgos resultó desfavorable para la regeneración temprana.

Sin embargo, las modificaciones en las condiciones de micrositio consideradas no alcanzan para explicar las variaciones en la abundancia de plántulas. El raleo de bosques de coníferas suele incrementar el vigor de los árboles residuales y su crecimiento reproductivo (Kozlowski & Pallardy 1997). Un patrón similar ha sido documentado para *A. chilensis* cuando se comparó el esfuerzo reproductivo de ejemplares creciendo en lugares abiertos o soleados contra otros bajo dosel más denso o lugares sombreados (Rapaport & Drausal 1979). En el presente trabajo se observó un comportamiento diferencial

de la densidad de plántulas de menor edad, en función de la disponibilidad de agua asociada al tipo de suelos y al área basal remanente. Si bien Los Cipreses y Rodal 72 presentan suelos de con relativamente alta fertilidad y capacidad de retención de agua, la reducción del área basal en Los Cipreses fue considerablemente menor que en Rodal 72 y no se observaron diferencias en este sitio, en disponibilidad de agua, entre parcelas intervenidas y controles. Se postula para Los Cipreses, que la reducción de cobertura no afectó de manera importante la intercepción del agua de lluvia. En el caso de la parcela raleada del Rodal 72, el aumento de agua disponible a profundidades mayores a los 20 cm, durante fines de primavera y principios de verano (Capítulo II), puede ser atribuible a una densidad de árboles mucho menor que en Los Cipreses. Esto habría aumentado la disponibilidad de agua para los árboles remanentes y, posiblemente, la cantidad y/o calidad de semillas producidas y el reclutamiento de plántulas (mayor abundancia de plántulas clase 0 y 1), dado que en esta época se produce la polinización, fecundación y las primeras etapas de la formación de semillas en *A. chilensis*. En el caso de El Guadal, el factor limitante fue la extremadamente baja capacidad de almacenaje de agua del suelo.

Generalmente es difícil cuantificar el efecto del agua disponible sobre el crecimiento reproductivo de árboles, particularmente porque este proceso es irregular y difícil de predecir en bosques y porque el déficit de agua puede perjudicar algunas etapas y favorecer otras. Además, otros factores ambientales relacionados con la disponibilidad de agua pueden interferir y enmascarar dichos efectos (Kozlowski & Pallardy 1997). Sin embargo,

se ha demostrado que el riego en plantaciones de coníferas aumenta la producción de semillas (Griffin et al. 1984).

Independientemente de las condiciones antes mencionadas, la abundancia de plántulas de mayor tamaño no fue afectada por las intervenciones. En algunas parcelas intervenidas, esto podría atribuirse al poco tiempo transcurrido desde las intervenciones. También sería posible concluir que el efecto de las intervenciones moderadas no condiciona la abundancia de esta clase de plántulas y que otros factores, como herbivoría o capacidad de explorar partes del suelo con mayor disponibilidad de agua, determinan la sobrevivencia. Por lo tanto, sería importante el desarrollo de estudios de sobrevivencia de plántulas mayores de un año a fin de determinar las variables que condicionan este estadio.

BIBLIOGRAFIA

- Arnott, J.T. 1973. Germination and seedling establishment. In: Cayford, J.H. (Eds.). Direct Seeding Symposium. Canadian Forestry Service 1339:55-56.
- Black, R.A. & L.C. Bliss. 1980. Reproductive ecology of *Picea mariana* (Mill.) BSP. at tree line near Inuvik, Northwest territories, Canada. Ecol. Mon. 50:355-379.
- Calvo Gomez, F. 1993. Técnicas estadísticas multivariantes. Universidad de Deusto, Bilbao. 444 pp.
- Chiariello, N.R. & Gulmon. 1991. Stress effects on plant reproduction. In Mooney, H.A., Winner, W.E. & E.J. Pell (Eds.). Responses of Plants to Multiple Stress. Academic Press, New York. Pp. 161-188.
- Clark, D.B. & D.A. Clark. 1989. The role of physical damage in the seedling mortality regimen of a neotropical rain forest. Oikos 55:225-230.
- Collins, S. & R.E. Good. 1987. The seedling regeneration niche: habitat structure of tree seedlings in an oak-pine forest. Oikos 48:89-98.
- Conover, W.J. 1980. Practical Nonparametric Statistics. J.Wiley & Sons. 493 pp.
- Donoso Zegers, C. 1982. Reseña ecológica de los bosques mediterráneos de Chile. Bosques 4:117-146.
- Donoso Zegers, C. 1993. Bosques templados de Chile y Argentina. Variación, Estructura y Dinámica. Ecología Forestal. Editorial Universitaria, Santiago de Chile. 484 pp.
- Donoso, C., Cortez, M. & L. Soto. 1980. Antecedentes

- sobre semillas y germinación de alerce, ciprés de las Guaytecas, ciprés de la cordillera y tino. Bosques 3:96-100.
- Enright, N.J. & J. Ogden. 1995. The Southern Conifers-A Synthesis. In: Enright, N.J. & R.S. Hill (Eds.). Ecology of the Southern Conifers. Melbourne Univ. Press, Victoria. pp. 271-287.
- Facelli, J.M. 1994. Multiple indirect effects of plant litter affect the establishment of woody seedlings in old fields. Ecology, 75:1727-1735.
- Facelli, J.M. & S.T.A. Pickett. 1991a. Indirect effects of litter on woody seedlings subject to herb competition. Oikos 62:129-138.
- Facelli, J.M. & S.T.A. Pickett. 1991b. Plant litter: dynamics and effects on plant community structure and dynamics. Bot. Rev. 57:1-32.
- Freeman, D.C. & E.D. McArthur. 1982. A comparison of twing water stress between males and females of six species of desert shrubs. Forest Science 28:304-308.
- Gibson, D.J. & R.E. Good. 1987. The seedling habitat of *Pinus echinata* and *Melampyrum lineare* in oak-pine of the new jersey pinelands. Oikos 49:91-100.
- Gobbi, M. & L. Sancholuz. 1992. Regeneración post-incendio del ciprés de la cordillera (*Austrocedrus chilensis*) en los primeros años. Bosques 13:25-32.
- Gobbi, M. 1992. Condiciones para la regeneración natural del ciprés de la cordillera (*Austrocedrus chilensis*) en áreas incendiadas". II Congreso Latinoamericano de Ecología. Brasil.
- Greenacre, M. 1984a. Theory and Applications of Correspondence Analysis. Academic Press, Inc.,

London. 364 pp.

- Greenacre, M. 1984b. Graphical display and interpretation of antelope census data in african wildlife areas, using correspondence analysis. *Ecology* 55:984-997.
- Griffin, A.R., Crane, W.J.B. & R.N. Cromer. 1984. Irrigation and fertilizer effects on productivity of a *Pinus radiata* seed orchard: Response to treatment of an established orchard. *N. Z. J. For. Sci.* 14:289-302.
- Grubb, P.J. 1977. The maintenance of species-richness in plant communities: the importance of the regeneration niche. *Biol. Rev.* 52:107-145.
- Harper, J.L. 1977. Population biology of plants. Academic Press Inc. London. 892 pp.
- Hendrix, S.D. 1988. Herbivory and its impact on plant reproduction. 246-266. In Lovett Doust, J. & L. Lovett Doust (Eds). *Plant reproductive ecology. Patterns and strategies.* Oxford Univ. Press, New York. pp. 246-266.
- Kitzberger, T. 1995. Fire regime variation along a northern patagonian forest steppe gradient: stand and landscape response. PhD thesis, University of Colorado, Boulder.
- Kitzberger, T., Steinaker, D.G. & T.T. Veblen. En prensa. Spatial and temporal establishment opportunities for *Austrocedrus chilensis* establishment at forest-steppe ecotone in northern Patagonia, Argentina. *Ecology*.
- Kozlowski, T.T. & S.G. Pallardy. 1997. Growth control in Woody Plants. Academic Press, San Diego. 641 pp.
- Lamont, B.B., Witkowski, E.T.F. & H.J. Enright. 1993. Post-fire litter microsites: safe for seeds, unsafe

- for seedlings. *Ecology* 74:501-512.
- Larcher, W. 1995. *Physiological Plant Ecology*. Springer, Berlin. 506 pp.
- Le Quesne, C., Aravena, J.C., Jimenez, H. & L.F. Hinojosa. 1994. Dendrocronología de una población relictada de *Austrocedrus chilensis* (D. Don) Pic. Ser. et Bizz. en la Reserva Nacional Río Clarillo, Chile. Libro de Resúmenes del VI Congreso Latinoamericano de Botánica, Mar del Plata. Pp. 872.
- Lebart, L., Morineau, A. & M. Piron. 1995. *Statistique exploratoire multidimensionnelle*. Dunod, Paris. 439 pp.
- Lucero, M.. 1996. Regeneración temprana del bosque de ciprés de la cordillera. Tesis de Licenciatura, Universidad Nacional del Comahue, Bariloche. 46 pp.
- Maguire, D.A. & R.T.T. Forman. 1983. Herb cover effects on tree seedlings patterns in a mature hemlock-hardwood forest. *Ecology* 64:1367-1380.
- Margolis, H.A. & D.G. Brand. 1990. An ecophysiological basis for understanding plantation establishment. *Can. J. For. Res.* 20:375-390.
- Matteucci, S.D. & A. Colma. 1982. Metodología para el estudio de la vegetación. Secretaría Gral. de la Organización de los Estados Americanos. Prog. Regional de Desarrollo Científico y Tecnológico, Washington. 168 pp.
- McCarthy, B. & J. M. Facelli. 1990. Microdisturbance in old-fields and forests: implications for woody seedling establishment. *Oikos* 58:55-60.
- Midgley, J.J., Bond, W.J. & C.J. Geldenhuys. 1995. The Ecology of Southern African Conifers. In: Enright,

- N.J. & R.S. Hill. (Eds.). Ecology of the Southern Conifers. Melbourne Univ. Press, Victoria. pp. 64-80.
- Mitchell, A.F. 1965. The growth in early life of the leading shoot of some Conifers. Forestry 38:121-136.
- Montgomery, D.C. & G.C. Runger. 1996. Probabilidad y estadística aplicadas a la ingeniería. McGraw-Hill, México. 895 pp.
- Pallardy, S.G., Cermák, J., Ewers, F.W., Kaufmann, M.R., Parker, W.C. & J.S. Sperry. 1995. Water transport Dynamics in trees and stands. In: Smith, W.K. & T.M. Hinckley (Eds.). Resource Physiology of Conifers. Academic Press, San Diego. pp. 301-390.
- Pastorino, M. & L. Gallo. 1997. Natural vegetative propagation of *Austrocedrus chilensis* (Cupressaceae) in marginal populations. Abstracts of II Southern Connection Congress, Valdivia. pp. 178.
- Peterson, C.J. & J.M. Facelli. 1992. Contrasting germination and seedling growth of *Betula alleghaniensis* and *Rhus typhina* subjected to various amounts and types of plant litter. Am. J. of Botany 79:1209-1216.
- Raffaele, E. & M. Gobbi. 1996. Seed bank composition in *Austrocedrus chilensis* forest in Patagonia, Argentina. Int. Journal of Ecology and Environmental Sciences 22:59-72.
- Rapaport, E. & B. Drausal. 1979. Tácticos y estrategias r, K y "SOS". En Rabinovich, J. & G Halffter (Compiladores). Tópicos de Ecología Contemporánea. Consejo Nacional para la Enseñanza de la Biología,

- A. C., Fondo de Cultura Económica. México. pp. 111-128.
- Roberts, M.R. & H. Dong. 1993. Effects of soil organic layer removal on regeneration after clear-cutting a northern hardwood stand in New Brunswick. Can. J. For. Res. 23:2093-2100.
- Rovere, A. 1991. Estudio experimental de la germinación y el desarrollo temprano del ciprés de la cordillera (*Austrocedrus chilensis*). Tesis de Licenciatura, Universidad Nacional del Comahue, Bariloche. 71 pp.
- Smith, L.L. & J.L. Vankat. 1991. Communities and tree seedling distribution in *Quercus rubra*-dominated and *Prunus serotina* dominated forests in Southwestern Pennsylvania. Amm. Midl.Nat. 126:194-307.
- SPAD.N. 1991. Système Portable d'Analyse des Données. Copyright (C) C.I.S.I.A. France.
- Statgraphics plus. 1994-1997. Statistical Graphics Corp. Versión 3.0.
- St. Hilaire, L & D.J. Leopold. 1995. Conifer seedling distribution in relation to microsite conditions in a central New York forested minerotrophic peatland. Can. J. For. Res. 25:261-169.
- Sydes, C. & I.P. Grime. 1981. Effects of tree leaf litter on herbaceous vegetation in deciduous woodland. I. Field investigation. J. Ecol. 69:237-248.
- Thurston, S. W., Krasny, M., Martin, C.W. & T.J. Fahey. 1992. Effect of site characteristics and 1st- and 2st- year seedling densities on forest development in a northern hardwood forest. Can. J. For. Res. 22:1860-1868.
- Veblen, T.T. 1989. *Nothofagus* regeneration in treefall

- gaps in northern Patagonia. Can. J. For. Res. 19,365-371.
- Veblen, T.T. 1992. Regeneration dynamics, In D.C. Glenn-Lewin, R.K. Peet and T.T. Veblen (Eds.). Plant Succession: Theory and Prediction. Chapman and Hall, London. pp. 152-87.
- Veblen, T.T., Burns, B., Kitzberger, T., Lara, A. & R. Villalba. 1995. The Ecology of the conifers of Southern South America. In Enright, N. J. & R. Hill. Ecology of the Southern Conifers. Melbourne Univ. Press., Victoria. pp. 120-155.
- Veblen, T.T. & D.C. Lorenz. 1987. Post-fire stand development of *Austrocedrus-Nothofagus* forests in Patagonia. Vegetatio 73:113-126.
- Veblen, T.T., Mermoz, M., Martín, C. & T. Kitzberger. 1992. Ecological impacts of introduced animals in Nahuel Huapi National Park, Argentina. Conservation Biology 6: 71-83.
- Villalba, R. & T.T. Veblen. 1997. Spatial and temporal variation in *Austrocedrus chilensis* growth along the forest-steppe ecotone in northern Patagonia. Can. J. For. Res. 27:580-597.
- Walsh, R.P.D. & P.J. Voight. 1977. Vegetation litter: analysis underestimated variable in hydrology and geomorphology. J. Biogeogr. 4:253-274.

Capítulo IV:

**RESPUESTA DE LOS RENOVALES
DE *Austrocedrus chilensis*
A LAS INTERVENCIONES FORESTALES**

IV.1- INTRODUCCION

En bosques templados, la respuesta de las especies dominantes a los disturbios condiciona la forma de extracción (Leak & Filip 1977; Runkle 1985). Las intervenciones que provocan grandes claros (tala rasa o raleos muy intensos) favorecen la representación de especies intolerantes. Las intervenciones leves (cortas de pequeños grupos de árboles o de individuos aislados, cortas de selección) conducen a incrementos relativos de i) especies tolerantes a la sombra y/o ii) especies arbóreas que presentan crecimiento moderado o rápido en los claros y bajo durante los períodos en que el dosel arbóreo se cierra.

Para reproducir la composición original de las especies de muchos bosques templados pluriespecíficos se ha recomendado el uso de sistemas mixtos de corta, en los cuales se combinan extracciones de pocos ejemplares, que generan parches chicos, con raleos mas intensos. Cuando los bosques son monoespecíficos, y se pretende mantenerlos de esta manera, el sistema de corta puede simplificarse (Runkle 1985). Sin embargo, muchas especies arbóreas cambian sus requerimientos ecológicos con la edad o con el tamaño (Parrish & Bazzaz 1985). En estos casos, un solo modo de extracción puede beneficiar a un estadio pero perjudicar a otro y, por lo tanto, el manejo recomendado podría asemejarse al propuesto para un bosque mixto.

Los renovales de un bosque representan un estadio intermedio entre plántulas y adultos, con requerimientos y respuestas propias a las modificaciones ambientales, que pueden ser diferentes a las de los demás estadios (Kubota 1995).

Austrocedrus chilensis es una conífera que prospera en ambientes muy distintos, tanto en lo que hace a humedad como a luminosidad, y se presenta a lo largo de un marcado gradiente ambiental (Donoso Zegers 1993; Veblen et al. 1995). Las mejores condiciones de crecimiento se han asociado a precipitaciones a fines de primavera y principios del verano (Villalba & Veblen 1997).

Los adultos de *A. chilensis* pueden acelerar su crecimiento como respuesta a aperturas del dosel arbóreo, aún luego de décadas de supresión (Veblen et al. 1992). El incremento diamétrico aumenta claramente después del raleo, salvo en los casos de intervenciones leves (Bava et al. 1993). Esto haría suponer que, si el objetivo es la producción de madera, las intervenciones más intensas serían las más apropiadas para esta especie. Sin embargo, esto no garantiza la sustentabilidad del sistema productivo, ni contempla los otros usos del bosque.

La relación entre dosel arbóreo y abundancia de renovales no es clara. Por un lado, la abundancia de renovales se ha asociado con áreas de baja área basal (Relva & Veblen 1998), grandes claros y alta cobertura del sotobosque (Relva 1999), como se espera para una

especie relativamente intolerante (Donoso Zeguers 1993) o semi-intolerante a la sombra (Enright & Ogden 1995). La frecuencia de renovales en claros pequeños (< 5 m de diámetro), es similar a la registrada bajo dosel arbóreo cerrado, mientras que el crecimiento anual en altura es mayor en estas últimas condiciones (Damascos 1998).

En base a los antecedentes mencionados, la respuesta de los renovales a las intervenciones forestales dependería del tipo e intensidad de intervención. Podrían esperarse los siguientes cambios en la abundancia, respecto a los bosque sin intervención:

- a) si los raleos son intensos y forman claros grandes, se espera que aumente la abundancia (Relva 1999),
- b) si los raleos son leves a moderados y los claros son chicos (< 5 m de diámetro), la abundancia sería similar,
- c) si la intervención incluye remoción del sotobosque se espera que la abundancia se reduzca tanto como consecuencia directa del daño sobre los renovales (remoción o heridas) como, indirectamente, por reducción del efecto protector de los arbustos (efecto nodriza), al menos en los renovales de menor tamaño. Sin embargo, algunos renovales podrían beneficiarse por reducción de la competencia por agua, luz y nutrientes con otras especies del sotobosque y con otros renovales.

Se plantea como hipótesis que el manejo extractivo de los bosques puros y densos de *A. chilensis*

❖ aumentan la abundancia y el crecimiento de los renovales.

El objetivo del presente trabajo es

* estudiar el impacto de algunas prácticas silvícolas sobre la abundancia y el tamaño de los renovales de *A. chilensis*.

IV.2- METODOLOGIA:

IV.2.1- Estudios a campo: abundancia de renovales de *A. chilensis* y caracterización de las condiciones microambientales.

En este trabajo se denomina renoval a los individuos de *A. chilensis* con más de 10 cm de altura (h) y menos de 50 mm de diámetro a la altura del pecho (DAP).

El estudio se realizó durante fines del verano de 1994, en todas las parcelas de estudio de los cuatro sitios mencionados en Area de Estudio (Los Cipreses, Rodal 72, Rodal 11 y El Guadal) (Fig. I.1; Tabla I.1).

En un muestreo se determinó el tamaño de la muestra por el método de la media móvil (Matteucci & Colma 1982). Se establecieron aleatoriamente 4 transectas

perpendiculares a la pendiente en cada parcela. En cada transecta se ubicaron, también aleatoriamente, 5 subparcelas de 4 m² cada una (= 20 subparcelas por parcela, según los resultados obtenidos en el premuestreo), resultando en un total de 240 subparcelas (20 subparcelas x 12 parcelas de estudio). En cada subparcela se registró la abundancia y el tamaño de renovales de *A. chilensis*, la cobertura porcentual del dosel arbóreo, del sotobosque alto (compuesto por arbustos), del sotobosque bajo (compuesto principalmente por hierbas) y la luminosidad. Como indicadores del tamaño de los renovales se utilizó la altura (h), diámetro a la altura de la base (DAB) y diámetro a la altura del pecho (DAP), cuando la altura del renoval lo permitió. La luminosidad se estimó mediante mediciones instantáneas de luz en cada sub-parcela, utilizando un fotómetro graduado a 100 ASA, ubicado a 1 m del suelo. El índice lumínico se calculó como el porcentaje de luz medido respecto al mayor valor encontrado en un área próxima fuera del bosque.

Independientemente, se recolectaron entre 12 y 15 renovales de cada parcela (n= 156) para establecer la relación entre edad y tamaño. En ellos se registró altura, DAB y DAP. De cada ejemplar se cortó una rodaja, a la altura de la base, para estimar la edad del renoval. En laboratorio, las rodajas se secaron y se pulieron con lijas de granulometría sucesivamente mas fina, hasta obtener una visión clara de los anillos de crecimiento.

El recuento del número de anillos se realizó bajo lupa binocular.

IV.2.3- Análisis estadístico

Se utilizó un Análisis de Componentes Principales (ACP) para estudiar la relación, en las parcela sin intervenir, entre las variables de micrositio y i) la abundancia (Nº de renovales/subparcela) y ii) del tamaño de los renovales (altura, DAB y DAP). Se consideraron las siguientes variables ambientales: luminosidad, cobertura del dosel arbóreo, del sotobosque alto y del sotobosque bajo.

Las distribución de la densidad de renovales por parcela se ilustró con diagramas de caja (Notched-box-plot) (Montgomery & Runger 1996).

La disposición espacial se analizó utilizando la relación varianza/media y la prueba Chi cuadrado para probar o rechazar la aleatoriedad de distribución de los renovales en el espacio (Kershaw 1964).

Las relaciones DAB/edad y altura/edad, para renovales provenientes de parcelas control e intervenidas (con y sin remoción del sotobosque y eventualmente poda) se ajustaron a una función exponencial.

En todos los análisis estadísticos se utilizó $p < 0,05$ como nivel de rechazo de la hipótesis nula.

IV.3- RESULTADOS

IV.3.1- Los renovales de *A. chilensis* en las parcelas sin intervención.

En las parcelas control la abundancia de renovales varió entre 0,41 y 0,50 renovales/m², salvo en El Guadal donde alcanzó valores medios de 0,89 renovales/m². La estructura de tamaños varió según los sitios. Así, la densidad de los renovales menores a 100 cm de altura representó, entre un 25 % y un 50 % en Los Cipreses y El Guadal, respectivamente, y más de un 75 % en Rodal 72 y Rodal 11.

El patrón de disposición espacial de los renovales fue agrupado en todas las parcelas de estudio, la relación varianza/media fue mayor a 1 y varió entre 1,57 ± y 3,74. La distribución de la densidad difirió significativamente de una distribución aleatoria ($\chi^2=43,90$ p= 6,72 10⁻⁹).

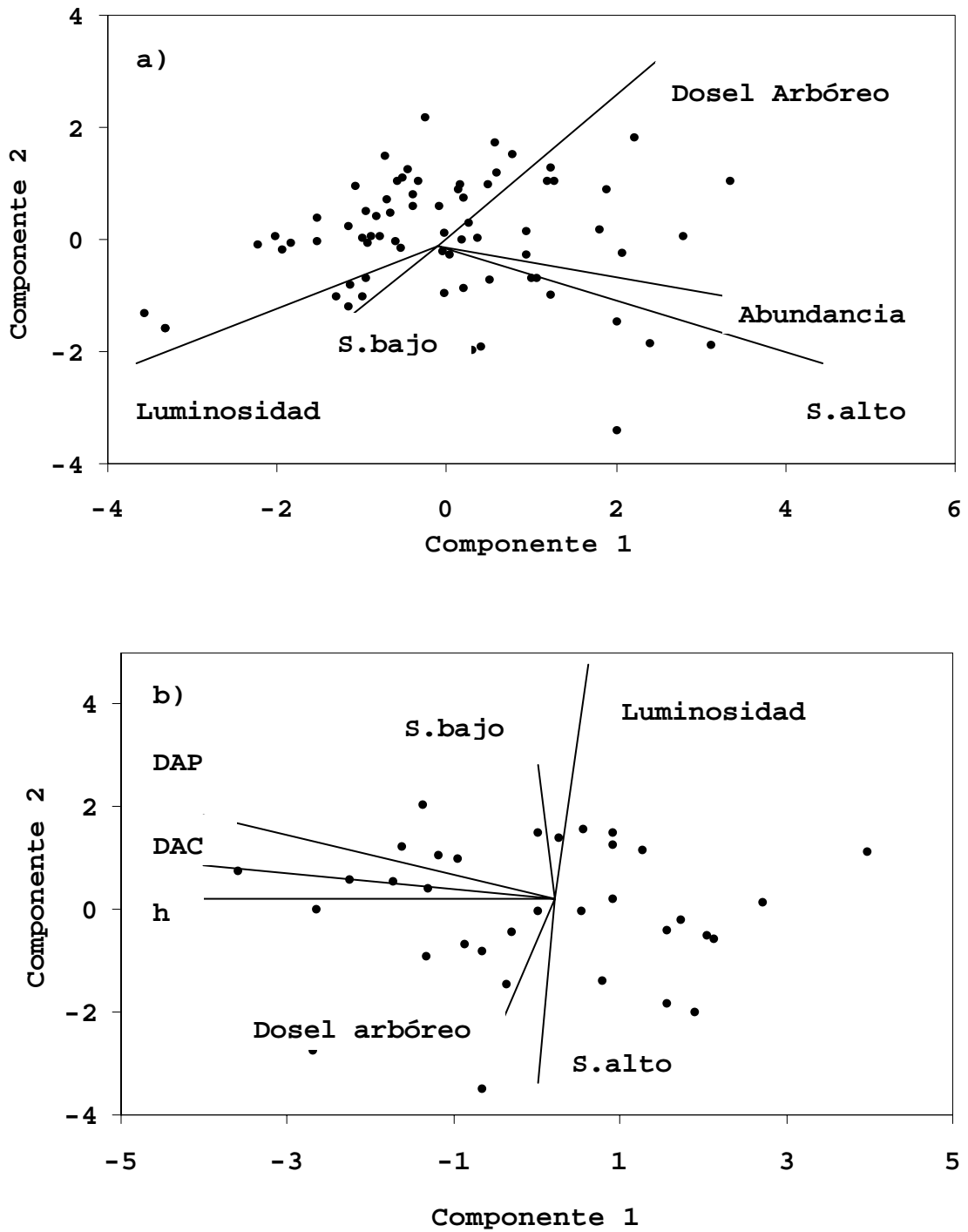


Figura IV.1: Diagrama de ordenación del ACP basado en condiciones de micrositio y a) abundancia de renovales y b) tamaño de los renovales para las parcelas sin intervención (controles). Los puntos representan subparcelas (gráfico a) y renovales (gráfico b). S.= sotobosque.

El ACP realizado para estudiar la asociación entre condiciones ambientales y densidad de renovales (Fig. IV.1.a) en las parcelas control acumuló, en los dos primeros componentes, un 64,53 % de la varianza ($\lambda_1= 38,75$ % y $\lambda_2= 25,78$ %). La abundancia de renovales se asoció, principalmente, con alta cobertura del sotobosque alto (Figura V.2) y, en menor grado, con la cobertura del dosel arbóreo. La densidad media varió entre 0,15 ind. m² (ES= 0,10), cuando la cobertura del sotobosque alto fue baja o ausente, y 1,45 ind/m² (ES= 0,25) cuando la cobertura fue casi completa. La densidad bajo el dosel arbóreo cerrado fue ligeramente mayor (0,82 ind. m⁻², ES= 0,19) que en los claros (0,54 ind. m⁻², ES= 0,11).

Se realizó un segundo ACP para estudiar la asociación entre el tamaño de los renovales y las condiciones ambientales (Fig. IV.1.b). Este análisis indicó que las variables consideradas no explicaron el tamaño de los renovales ($\lambda_1= 41,54$ % y $\lambda_2= 24,05$ %).



Figura V.2: Renoval de *A. chilensis* creciendo bajo arbustos (sotobosque alto).

IV.3.2- Respuesta de los renovales de *A. chilensis* a las intervenciones extractivas.

En los sitios en que las intervenciones consistieron únicamente en raleos (Los Cipreses y Rodal 72), la abundancia total de renovales se mantuvo en niveles similares a los registrados en las parcelas control correspondientes (Fig. IV.3). Cuando la intervención incluyó remoción del sotobosque (Rodal 11 y El Guadal), las diferencias respecto a la parcela control correspondiente, fueron mayores (Fig. IV.3): i) la densidad media de renovales se redujo a valores menores al 20 %, ii) la mediana, en general, fue igual a 0 y iii) fueron muy escasos los renovales de mayor tamaño.

Los renovales mantuvieron la disposición espacial agrupada, independientemente del tratamiento considerado. La distribución de la densidad de renovales difirió significativamente de una distribución aleatoria tanto en las parcelas sin remoción del sotobosque ($\chi^2= 18,03$ y $p= 4,34 \cdot 10^{-4}$) como en aquellas con remoción del sotobosque ($\chi^2= 12,12$ y $p= 4,98 \cdot 10^{-4}$).

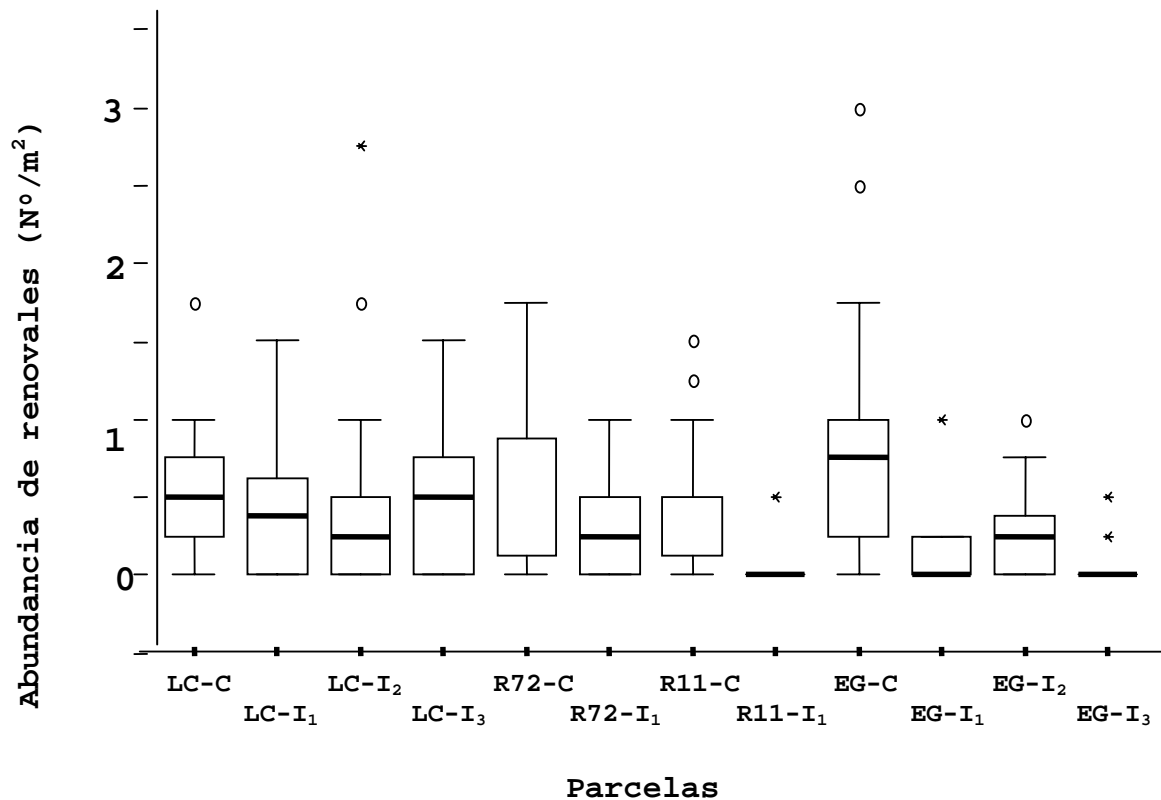


Figura IV.3: Diagramas de caja ilustrando la distribución de la densidad en las parcelas de estudio. El rectángulo incluye el 50 % de los datos ubicados en el centro de la distribución. La línea horizontal gruesa indica la mediana. Las líneas verticales representan las observaciones comprendidas entre 0 y 1,5 veces el rango intercuartílico. Los valores atípicos se señalan con círculos y los atípicos extremos con asteriscos.

La abundancia de renovales según la cobertura del sotobosque alto siguió el mismo patrón en las parcelas control e intervenidas, independientemente del tipo de intervención (Fig. IV.4.a).

La situación es distinta cuando se analiza la densidad en función de la cobertura del dosel arbóreo (Fig. IV.4.b). En las parcelas en que las intervenciones consistieron solamente en raleos, la densidad se redujo, en los claros y bajo dosel arbóreo intermedio. En las parcelas con raleo, remoción del sotobosque y,

eventualmente, poda, la densidad se redujo independientemente del tipo de dosel.

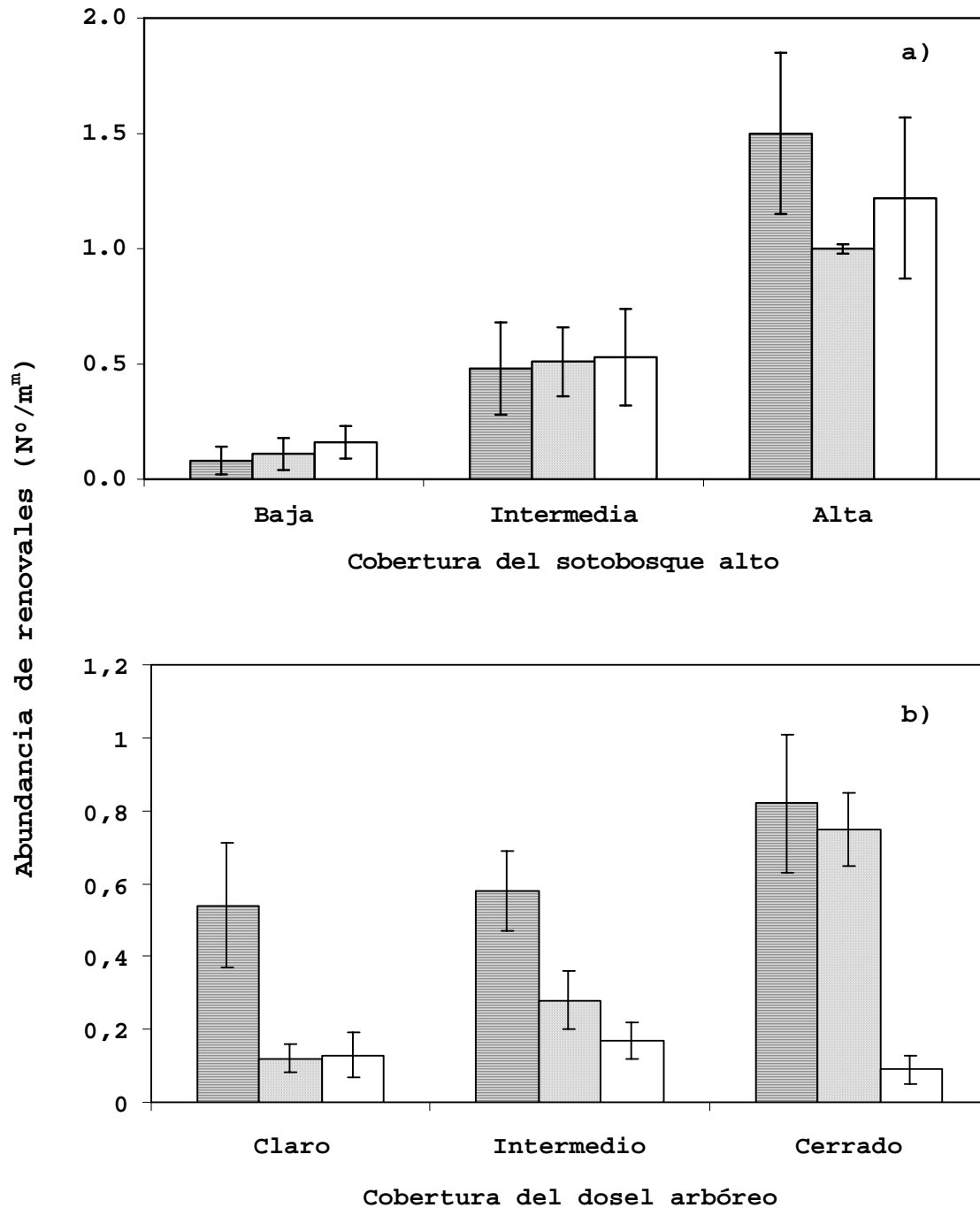


Figura IV.4: Abundancia de renovales (N°/m²) en distintas condiciones de cobertura del sotobosque alto (a) y del dosel arbóreo (b). Parcelas control (rayas), intervenidas sin remoción del sotobosque (puntos) e intervenidas con remoción del sotobosque (liso).

Las relaciones de crecimiento (DAB y altura en función de la edad) son muy similares para las parcelas intervenidas y sus respectivas parcelas control. Considerando esto, los resultados se han agrupado según los tratamientos y se ilustran en la Tabla IV.1 y en la Figura IV.5. El crecimiento fue muy similar en los tres tratamientos consideradas.

Tabla IV.1: Parámetros y R² de las regresiones exponenciales entre DAB-edad y altura-edad.

Parcelas:	Controles	Raleadas	Raleadas y con remoción del sotobosque
DAB			
Intercepción	0,761 ± 0,129	1,031 ± 0,195	0,856 ± 0,308
Pendiente	0,049 ± 0,003	0,048 ± 0,004	0,048 ± 0,008
R²	90,2	77,7	75,2
ALTURA			
Intercepción	2,251 ± 0,167	2,779 ± 0,247	2,527 ± 0,380
Pendiente	0,061 ± 0,004	0,054 ± 0,006	0,056 ± 0,010
R²	87,9	73,3	71,3

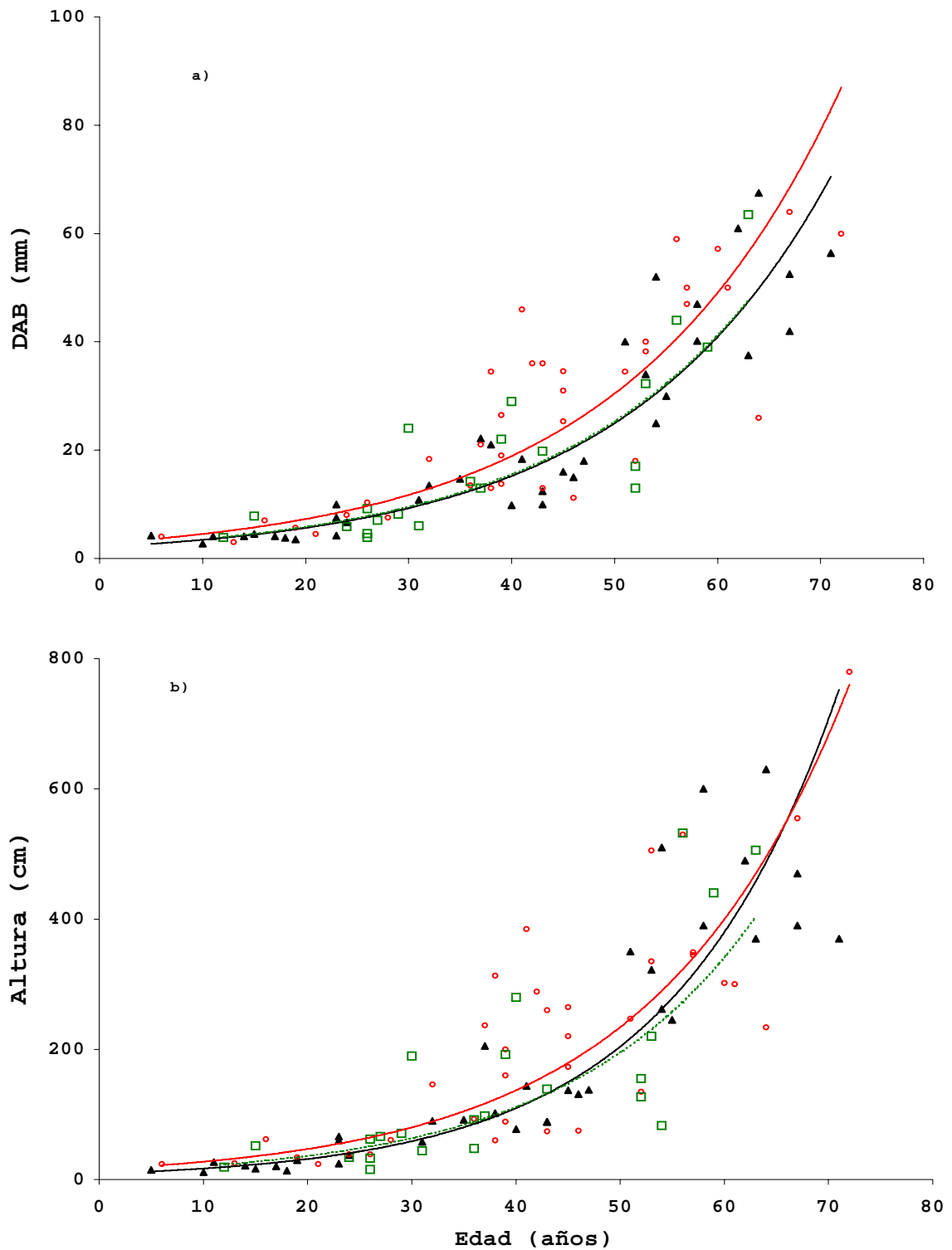


Figura IV.5: Relaciones entre DAB y edad (a) y altura y edad (b) para renovales de *A. chilensis*. Parcelas control (negro); Parcelas raleadas (rojo); parcelas raleadas y con remoción del sotobosque (verde). Los parámetros de las ecuaciones se muestran en la tabla IV.1.

IV.4- DISCUSION

La abundancia de renovales de *A. chilensis* fue similar en las parcelas sin intervención de los sitios estudiados, salvo en el caso de El Guadal que presentó valores mayores. Estos resultados no reflejan el patrón de abundancia de plántulas (Capítulo III). La mayor densidad de El Guadal podría deberse a una acumulación, en el estadio de renovales, de individuos de distintas edades, que retardaron su crecimiento en condiciones de menor humedad y fertilidad (Capítulo II). Goya et al. (En revisión) encontraron en El Guadal, que los anillos de crecimiento mostraron un crecimiento acelerado en etapas tempranas de instalación de los árboles que actualmente son dominantes y codominantes. Este crecimiento fue superior al registrado, para la misma etapa, en rodales próximos ubicados en Loma del Medio (donde se encuentran los Rodales 11 y 72), a pesar de que este sitio presentó mejores condiciones edáficas. Dichos autores atribuyen esta diferencia a que el rodal estudiado en El Guadal se estableció en condiciones mas abiertas que el de Loma del Medio, y su crecimiento se vio limitado rápidamente por la baja capacidad productiva del sitio. Estos antecedentes harían suponer que la tendencia a aumentar la abundancia de renovales de El Guadal podría ser el producto de un banco de renovales suprimidos, que no han logrado ingresar a la población de adultos. Esto

explicaría, por otro lado, la menor densidad de adultos registrada en El Guadal (Capítulo I).

La presencia de renovales está fuertemente asociada al sotobosque alto, formado por arbustos, y, en menor grado, a la cobertura del dosel arbóreo.

La asociación entre arbustos y renovales, que es similar a la registrada con las plántulas de *A. chilensis* (Capítulo III), ha sido reconocida tanto en áreas fuertemente disturbadas (Veblen & Lorenz 1987; Gobbi & Sancholuz 1992; Relva & Veblen 1998; Relva 1999) como en otras sometidas a fuerte stress, como el ecotono estepa-bosque (Kitzberger et al. En prensa).

Los resultados obtenidos en el presente estudio permitirían extender el efecto facilitador de los arbustos en el establecimiento de renovales de *A. chilensis* a condiciones de bosque denso. Nuevos estudios se hacen necesarios para dilucidar si esta asociación se debe: i) a que los arbustos propiciaron la sobrevivencia de las plántulas al invierno (Capítulo III), condicionando desde etapas tempranas la ubicación espacial, y/o ii) si el efecto protector de los arbustos continúa aún en individuos jóvenes.

En las parcelas sin intervenir, la abundancia de renovales mostró valores ligeramente mayores en condiciones de dosel cerrado. Estos resultados no coinciden con los obtenidos por Relva y Veblen (1998) ni por Damascos (1998). Esta controversia podría explicarse si se consideran diferentes aspectos, como la escala y la

metodología de trabajo. Así, los resultados obtenidos por Relva y Veblen (1998) se refieren a parcelas considerablemente mas grandes que las subparcelas de este estudio y no consideran la heterogeneidad interna de dicha parcela. Los resultados obtenidos por Damascos (1998) se refieren a frecuencia de renovales, que en el caso de poblaciones con disposición espacial agrupada, no es equivalente a densidad. Por otro lado no puede descartarse que la mayor abundancia de renovales bajo dosel cerrado sea consecuencia de individuos suprimidos.

El efecto de la intervenciones extractivas dependió del tipo de tratamiento. Sólo cuando los raleos estuvieron acompañados de remoción del sotobosque se redujo la abundancia de los renovales y cambió la composición de los mismos. La mayoría de los renovales de las parcelas con remoción del sotobosque fueron menores de 100 cm. Estos resultados pudieron deberse a varias razones, no excluyentes: i) eliminación directa de renovales cuando se realiza la remoción del sotobosque, y ii) cambios en las condiciones ambientales, principalmente cobertura del sotobosque alto (arbustos). La recuperación de la cobertura sotobosque alto (Capítulo III y V), se debió a la alta capacidad de rebrote y de crecimiento del mismo. Los renovales de *A. chilensis* no rebrotan y tienen un crecimiento mas lento que la mayoría de los arbustos del sotobosque, sobre todo cuando están en condiciones de claros (Damascos 1998). Por lo tanto, la menor abundancia y tamaño de los renovales de *A.*

chilensis, indicarían que esta especie posee un tiempo de recuperación mayor que el de los arbustos.

El crecimiento de los renovales no parece diferenciarse en respuesta a las intervenciones. Sin embargo, los resultados obtenidos podrían estar muy por debajo de las condiciones óptimas para el crecimiento. Kitzberger et al. (En prensa) informó crecimientos mayores a los registrados en este trabajo para renovales de *A. chilensis* ubicados en condiciones de dosel arbóreo mas abierto. En estas condiciones, los renovales alcanzaron una altura de 60 cm en 15-20 años, que varió según la cobertura arbustiva, mientras que las ecuaciones de ajuste de datos de este trabajo predicen una altura que varía entre 28 y 41 cm, según las condiciones de las parcelas. Estudios experimentales de liberación del crecimiento de renovales, considerando remoción del dosel y de los arbustos a distintas edades y tamaño de los renovales, podría arrojar información muy valiosa para el manejo de la especie.

BIBLIOGRAFIA

- Bava, J.; Roo, G.; Rey, M. & C. Biaux. 1993. Respuesta del ciprés de la cordillera a distintos tipos de raleo. Actas del International Symposium on System Analysis and Management decisions in Forestry. Valdivia, Chile.
- Damascos, M. 1998. Morfología de las plantas de los claros y áreas sombreadas del bosque de *Austrocedrus chilensis*, Argentina. *Ecología Austral* 8:13-22.
- Donoso Zegers, C. 1993. Bosques templados de Chile y Argentina. Variación, Estructura y Dinámica. *Ecología Forestal*. Editorial Universitaria, Santiago de Chile. 484 pp.
- Enright, N.J. & J. Ogden. 1995. The Southern Conifers-A Syntesis. In: Enright, N.J. & R.S. Hill (Eds.). *Ecology of the Southern Conifers*. Melbourne Univ. Press, Victoria. pp. 271-287.
- Gobbi, M. & L. Sancholuz. 1992. Regeneración post-incendio del ciprés de la cordillera (*Austrocedrus chilensis*) en los primeros años. *Bosques* 13:25-32.
- Goya, J.F.; Yapura, P.F., Ferrando, J.J.; Barrera, M.D. & M.A. Arturi. En revisión. Crecimiento individual y de rodales de *Austrocedrus chilensis* en El Bolsón, Rio Negro, Argentina.
- Kershaw, K.A. 1964. *Quantitative and dynamic ecology*. American Elsevier Publishing Co., New York. 183 pp.

- Kitzberger, T., Steinaker, D. & T.T. Veblen. In press. Effects of climatic variability on facilitation of tree establishment in northern Patagonia. *Ecology*.
- Kubota, Y. 1995. Effects of disturbance and size structure on the regeneration process in a sub-boreal coniferous forest, northern Japan. *Ecological Research* 10:135-142.
- Leak, W.B. & S.M. Filip. 1977. Thirty-eight years of group selection in New England northern hardwoods. *J. For.* 75:641-643.
- Matteucci, S.D. & A. Colma. 1982. Metodología para el estudio de la vegetación. Secretaría Gral. de la Organización de los Estados Americanos. Prog. Regional de Desarrollo Científico y Tecnológico, Washington. 168 pp.
- Montgomery, D.C. & G.C. Runger. 1996. Probabilidad y estadística aplicadas a la ingeniería. McGraw-Hill, México. 895 pp.
- Parrish, J.A.D. & F.A. Bazzaz. 1985. Ontogenetic niche in old field annuals. *Ecology* 66:1296-1302.
- Runkle, J. 1985. Disturbance regimes in temperate forests. In Pickett, S.T.A. & P.S. White. The ecology of natural disturbance and patch dynamics. Academic Press, Orlando. 17- 34 pp.
- Relva, M.A. 1999. Efectos del ramoneo sobre la regeneración del bosqu de ciprés de la cordillera (*Austrocedrus chilensis*). Tesis Doctoral. Universidad Nacional del Comahue. 122 pp.

- Relva, M.A. & T.T. Veblen. 1998. Impacts of introduced large herbivores on *Austrocedrus chilensis* forests in northern Patagonia, Argentina. *Forest Ecology and Management* 108:27-40.
- Veblen, T.T.; Burns, B.; Kitzberger, T.; Lara, A. & R. Villalba. 1995. The Ecology of the conifers of Southern South America. In Enright, N. J. & R. Hill. *Ecology of the Southern Conifers*. Melbourne Univ. Press., Victoria. pp. 120-155.
- Veblen, T.T. & D. Lorenz. 1987. Post-fire stand development of *Austrocedrus-Nothofagus* forests in northern Patagonia. *Vegetatio* 71:113-126.
- Veblen, T.T.; Kitzberger, T. & A. Lara. 1992. Disturbance and vegetation dynamics along a transect from rainforest to Patagonian shrublands. *Journal of Vegetation Science* 3:291-301.
- Villalba, R. & T.T. Veblen. 1997. Spatial and temporal variation in *Austrocedrus chilensis* growth along the forest-steppe ecotone in northern Patagonia. *Can. J. For. Res.* 27:580-597.

Capítulo V:

RESPUESTA DEL SOTOBOSQUE DE
Austrocedrus chilensis
A LAS INTERVENCIONES EXTRACTIVAS

V.1- INTRODUCCIÓN:

El sotobosque es un componente importante de los sistemas boscosos debido a las funciones que tienen sus especies, tanto en la conformación de la estructura como en el mantenimiento de los procesos (Roberts & Gilliam 1995). Entre otras funciones, minimizan los procesos erosivos, aportan nutrientes, principalmente a través de la caída de hojas, facilitan la instalación de plántulas y suministran alimento y hábitat a parte de la fauna.

La composición y estructura del sotobosque depende de una serie de factores que interactúan entre sí, incluyendo factores ambientales físicos (clima, pendiente, exposición, características del suelo, etc.), históricos (tipo, frecuencia, intensidad y escala de disturbios) y otros relacionados con la dinámica de las comunidades involucradas.

Los disturbios pueden ser definidos como mecanismos que limitan la biomasa de la vegetación por destrucción parcial o total de la misma (Grime 1979) y crean nuevos recursos o provocan cambios en la distribución de los recursos preexistente (Fox & Fox 1986), afectando los factores antes mencionados.

Los incendios han sido uno de los principales disturbios en bosques naturales y el grado de influencia del fuego ha sido utilizado para crear un modelo de intervención forestal en ecosistemas boreales. El mismo propone, en bosques con historia de incendios frecuentes, sistemas de extracción similares a la tala rasa, sin poner en riesgo la diversidad biológica de los mismos. Sin embargo, los raleos tienen una serie de ventajas respecto a la tala rasa, relacionadas con la conservación de la fertilidad del suelo y el mantenimiento de la

regeneración natural de la/las especies arbóreas (Hannerz & Hånell 1997).

Las intervenciones forestales generan "parches" donde se desencadenan procesos que modifican la composición y estructura de las comunidades (Runkle 1985; Roger 1996). El tamaño de los parches condiciona tanto los factores ambientales (Runkle 1985) como la composición de especies herbáceas (Dirzo et al. 1992) y/o arbustivas (Denslow 1980).

Cuando estos parches están asociados con:

- i) individuos adultos, especialmente con alta capacidad de rebrote o alta dispersión de propágulas,
- ii) especies que poseen estrategia de banco de semillas, presencia de yemas gemíferas protegidas (hemcriptófitas o geófitas), y/o
- iii) renovales suprimidos con capacidad de liberación del crecimiento,

responderán con menores cambios en la composición y estructura de la comunidad (Marks 1974; Connell & Slatyer 1977; Sousa 1979; Raffaele 1993). Por otro lado, el tipo y la severidad del disturbio condiciona las estrategias de recolonización predominantes.

En el proceso de recolonización, la composición florística inicial puede determinar marcadamente la vegetación posterior (Egler 1954). Borman & Likens (1979) concluyen que, en bosques templados, los procesos sucesionales secundarios consisten en cambios en la dominancia de especies más que en el reemplazo de una única comunidad por otra, y que la sucesión es un proceso predominantemente autogénico, en el cual los disturbios exógenos, juegan una función menor. Estas evidencias corresponden a bosques de especies latifoliadas y el patrón de respuesta puede ser distinto en bosques de coníferas (Leak 1991). Perry (1994) considera de vital

importancia los grupos funcionales pre-existentes, entendiéndose como tales a los grupo de especies que cumplen en un tiempo y espacio determinados una función similar o complementaria, por ejemplo un grupo de plantas que florecen o fructifican simultáneamente y pueden sostener un conjunto de polinizadores o frugívoros.

La respuesta de los bosques a los disturbios naturales ha sido considerada una herramienta importante, tanto para conocer la dinámica y la regeneración de los bosques templados, como para predecir la respuesta a disturbios antrópicos (Runkle 1985).

Son pocos los casos en que la recolonización se produce sin la intervención, en grado variable, de especies exóticas. Varias hipótesis se han formulado respecto de los mecanismos que regulan el ingreso, en lugares disturbados, de las especies exóticas (Fox & Fox 1986). Se ha considerado que la resistencia a la invasión de una comunidad está relacionada con la riqueza de especies nativas (Elton 1958), las cuales, mediante mecanismos adaptativos previos, presentan mayor competitividad, constituyendo lo que Simberloff (1986) denomina "resistencia biótica". Rejmaneck (1989) postula que, más que la riqueza de especies, es la cobertura de especies la indicadora de la resistencia de la comunidad a las invasiones. Fox & Fox (1986) plantean que la colonización de áreas disturbadas depende de la posición de las mismas en un gradiente ambiental.

La instalación o reinstalación de especies post-disturbio tiene fuertes implicancias en la biodiversidad. Se entiende por biodiversidad, en un sentido amplio, la diversidad de vida en todas sus formas y niveles de organización (Roberts & Gilliam 1995). A fin de esclarecer y profundizar el concepto de biodiversidad, estos autores consideran distintos sub-grupos:

composicional, estructural y funcional. La diversidad composicional es la variedad de entes en un área, por ejemplo, la composición de especies. La diversidad estructural se caracteriza por la distribución horizontal y/o vertical de las especies, el tamaño y forma de las mismas o la distribución de edades. Por último, la diversidad funcional es caracterizada por los procesos ecológicos, como ciclo de nutrientes, descomposición de la materia orgánica, cadenas alimentarias, etc.

Existen muchas controversias sobre el efecto de la diversidad en las distintas propiedades funcionales de los ecosistemas, especialmente productividad, mineralización del nitrógeno y descomposición de la hojarasca (Grime 1997). Hooper y Vitousek (1997) plantean que la alta diversidad de especies vegetales aumenta la probabilidad de acceder a una mayor proporción de recursos, aumentando la absorción de nutrientes, minimizando sus pérdidas e incrementando la producción. Por el contrario, Wardle et al. (1997) muestran que, para una serie de islas, la baja diversidad de plantas está asociada a importantes propiedades que controlan el ecosistema, como mayor biomasa microbiana en el suelo, hojarasca con alto contenido de nutrientes y altas tasas de mineralización de N. Por lo tanto, el impacto de un disturbio sobre el funcionamiento de un sistema parece tener más relación con las características funcionales de las especies o grupos de especies que con el número de las especies (Tilman et al. 1997).

Los principales disturbios que afectan a los bosques de *A. chilensis* son vientos, terremotos y, especialmente, ramoneo y fuego (Veblen et al. 1995). Sin embargo, esta especie ha recolonizado áreas quemadas generando bosques coetáneos o discetáneos, según el tipo de bosque precedente, la posición en el gradiente de

humedad y el tipo de fuego (Veblen & Lorenz 1987, 1988; Veblen et al. 1992; Kitzberger 1995). En estos bosques, la regeneración de la cubierta vegetal del suelo es rápida, la mayoría de las especies nativas recolonizan y la invasión de especies exóticas no es importante (Gobbi 1994).

En las últimas décadas, las intervenciones con fines extractivos, se han sumado a los disturbios antrópicos que afectan estos bosques. El conocimiento de los efectos de las prácticas silviculturales sobre el sotobosque es esencial para un manejo forestal que considere tanto la diversidad biológica como la producción sustentable de los productos del bosque (Thomas et al. 1999).

En base a los antecedentes mencionados, se planteó como hipótesis de trabajo, que los manejos forestales extractivos y moderados de los bosques puros y densos de *A. chilensis*

❖ no producen un empobrecimiento del sotobosque, entendiéndose como tal a la reducción en cobertura, riqueza y/o diversidad de especies.

El objetivo del presente trabajo fue

* estudiar la respuesta del sotobosque de *A. chilensis* a algunas prácticas forestales, considerando la composición y estructura del mismo.

V.2- METODOLOGÍA

V.2.1- Estudios a campo

Para el estudio del efecto de las intervenciones sobre el sotobosque se utilizaron las 12 parcelas mencionadas en el área de estudio (Cap. I), 4 controles ubicados en Los Cipreses (LC-C), Rodal 72 (R72-C), Rodal 11 (R11-C) y El Guadal (EG-C) y 8 parcelas tratadas, tres en LC, una en R72, una en R11 y tres en EG.

Los muestreos se realizaron a fines de la estación de crecimiento (segunda quincena de Febrero y primera de Marzo) de 1994 y de 1995.

En cada parcela, se dispusieron aleatoriamente tres transectas perpendiculares a la pendiente. En cada una de ellas se ubicaron dos subparcelas cuadradas (4 x 4 m), en las que se estimó visualmente la cobertura porcentual de cada especie vascular presente. Posteriormente, se realizó una recorrida por la parcela a fin de registrar las especies que, estando presentes en la misma, no hubiesen sido registradas en los muestreos. Estas especies fueron asignadas a la categoría de raras (+). Una nueva lista de especies se confeccionó en 1995 a fin de incluir aquellas que no hubiesen sido registradas en el primer año de muestreo.

Para la nomenclatura de las especies se utilizaron los catálogos de Zuloaga et al. (1994, 1996, 1999).

En cada sub-parcela se realizaron cuatro mediciones instantáneas de luz, una en cada cuadrante, con un fotómetro graduado a 100 ASA, ubicado a 1 m del suelo. El índice lumínico se calculó como el porcentaje de luz medido respecto al mayor valor encontrado en un área próxima fuera del bosque.

V.2.2- Análisis de datos

La cobertura de especies se expresó en la escala de Domin-Krajina (Tabla V.1), que presenta la ventaja, en

ambientes boscosos, de determinar diferencias en abundancia de especies raras (Kershaw 1968; Mueller Dombois & Elleberg 1974). Esta escala fue levemente modificada en las tres categorías de menor cobertura.

Tabla V.1: Escala de Domin-Krajina levemente modificada.

Escala de Cobertura-Abundancia de Domin -Krajina	Cobertura (%)
10	semi-completa, próxima al total
9	> al 75 % pero menos que completa
8	entre 50 y 75 %
7	entre 33 y 50 %
6	entre 25 y 33 %
5	entre 10 y 25 %
4	entre 5 y 10 %
3	entre 1 y 5 %
2	entre 0,1 y 1 %
1	< al 0,1 %
+	presente en la parcela pero ausente en las subparcelas

La estructura del sotobosque fue examinada utilizando la cobertura de la vegetación. Para cada parcela se estimó la riqueza de especies, se calculó un índice de diversidad y se construyó un diagrama de rango/abundancia (Krebs 1985; Magurran 1988).

Como índice de diversidad se utilizó el índice de Shannon y Weaver (H')

$$H' = -\sum p_i \ln p_i$$

donde p_i es la abundancia proporcional de la especie i .

que permite ponderar tanto la riqueza de especies como la importancia relativa de las especies (Magurran 1988).

La riqueza y cobertura de exóticas se consideró tanto en términos absolutos como relativos a la cobertura y riqueza total.

Los diagramas de rango/abundancia permiten representar en forma gráfica la diversidad de especies y la dominancia. En la abscisa de este diagrama se expresó la abundancia relativa de cada especie y en la ordenada la lista de especies en orden de cobertura decreciente.

A fin de cuantificar los posibles cambios en la composición florística, se utilizaron dos índices que miden el porcentaje de similitud:

- i) el coeficiente de comunidad de Sørensen (PSS), que mide la similitud en función de la presencia/ausencia de especies en dos parcelas, en base a datos cualitativos

$$PSS_{(1,2)} = \frac{2a}{2a + b + c}$$

donde:

a: número de especies presentes en las dos comunidades,

b: número de especies exclusiva de la comunidad 1 y

c: número de especies exclusivas de la comunidad 2.

- ii) el índice de Czekanowski (PSC), que ha sido desarrollado para datos cuantitativos y mide la similitud entre parcelas considerando, además de la presencia, la representatividad (cobertura, en este estudio) de cada especie en cada parcela:

$$PSC_{(1,2)} = \frac{2 \sum \min (X_{i1}, X_{i2})}{\sum (X_{i1} + X_{i2})}$$

donde:

X_{i1} y X_{i2} son las cantidades de cada especie en las parcelas 1 y 2 respectivamente, $\min (X_{i1}, X_{i2})$ corresponden al valor mínimo de las cantidades de cada especie que es común a ambas

muestras. Las sumatorias comprenden desde $i=1$ hasta N (número total de especies).

En ambos casos, los valores son iguales a 0 cuando ambas comunidades no tienen especies en común, y resultan iguales a 1 cuando son idénticas.

Mediante la aplicación de estos índices se realizaron las comparaciones entre las parcelas controles de los distintos sitios (LC-C, R72-C, R11-C y EG-C) y entre las parcelas intervenidas respecto de los controles.

Las especies fueron clasificadas:

- i) según su forma en: renovales de árboles, arbustos, subarbustos, hierbas, enredaderas y helechos,
- ii) según su origen: en nativas o exóticas (introducidas), en base a descripciones de la flora regional (Correa 1998; Dimitri 1972; Zuloaga et al. 1999),
- iii) según su respuesta a la intervención, en las siguientes categorías:

I- especies exclusivas

I.a- de las parcelas control y

I.b- de las parcelas intervenidas

II- especies comunes a parcelas control e intervenidas.

El Coeficiente de Correlación de Spearman (CCS) (Conover 1980) se utilizó para establecer la correlación entre índice lumínico, cobertura y riqueza de especies según el estrato (renovales, arbustivas y herbáceas) y el origen (nativas y exóticas).

Las relaciones entre las especies del sotobosque, las parcelas de estudio y las variables ambientales y de manejo fueron estudiadas con un análisis de

correspondencia canónico (ACC) (CANOCO 1988-1998). El ACC es un método de análisis multivariado utilizado para el análisis y visualización de las relaciones entre muchas especies y las variables ambientales (Ter Braak 1987). Este método se utilizó para: i) los patrones de variación del sotobosque y ii) la respuesta de las especies a las condiciones ambientales (Ter Braak & Verdonschot 1995). Se construyeron dos matrices de datos, una para las especies y las parcelas, y otra para las variables ambientales y las parcelas. En la primera matriz, se consideraron todas las especies registradas en cada parcela (90 especies x 12 parcelas) utilizando la escala de cobertura de Domin-Krajina. En la segunda matriz, se consideraron las siguientes variables ambientales: área basal, precipitaciones, densidad, remoción del sotobosque (presencia/ausencia), poda (presencia/ausencia) y raleo (% del área basal). En los diagramas del ACC se representaron las especies y las parcelas, cuya asociación espacial describe la composición de especies por parcela. Las variables ambientales se representaron con flechas, cuya dirección señala el máximo cambio en dicha variable. La longitud de las flechas es proporcional a la tasa de cambio en una dirección determinada, o sea que, variables representadas por flechas largas están fuertemente correlacionadas con los ejes de ordenación. Los puntos que representan las especies pueden ser proyectados sobre el eje de las flechas que representan variables ambientales. El orden de proyección de cada punto indica la posición de la especie respecto de la variable ambiental considerada. Las especies menos relacionadas con los ejes de ordenación tienden a estar ubicadas en el centro del diagrama.

V.3- RESULTADOS

V.3.1- Caracterización del sotobosque en las parcelas control

Se registraron un total de 60 especies vasculares en las parcelas control (Tabla V.2), 25 % de las cuales son comunes a todos los sitios. La mayor riqueza y diversidad específica (Tabla V.3) se registró en el Rodal 72 (44 sp. y $H' = 2,81$) y la menor en El Guadal (33 sp. y $H' = 1,96$).

Los renovales de árboles cubrieron entre 9 % y 23 % de la superficie de todos los sitios, y correspondieron a seis especies: *Lomatia hirsuta*, *A. chilensis*, *Maytenus boaria* y *Nothofagus antarctica*, *Embotrhium coccineum* y *Nothofagus dombeyi* en orden de importancia (Tabla V.2).

Los arbustos cubrieron entre 10 y 35 % del área. Se distinguieron dos estratos, uno alto (> 50 cm) y otro bajo, menos representado. En el estrato alto dominaron *Aristotelia chilensis* y *Schinus patagonicus* (Tabla V.2). Los arbustos del estrato arbustivo bajo presentaron menor cobertura, siendo *Maytenus chubutensis* y *Berberis buxifolia* los más abundantes (Tabla V.2). Entre las especies herbáceas más representadas se encontraron *Agrostis aff inconspicua*, *Osmorrhiza chilensis* y *Galium hypocarpium* (Tabla V.2).

Tabla V.2: Cobertura por especie para todas las parcelas de estudio. Los resultados se expresan en la escala de Domin-Krajina (ver Tabla V.1 para referencias).

	Los Cipreses Rodal				Rodal				El Guadal			
	C	I ₁	I ₂	I ₃	C	I ₁	C	I ₁	C	I ₁	I ₂	I ₃
<i>Acaena ovalifolia</i>	3	4	3	4	+	+	2	4				+
<i>Acaena pinnatifida</i>		+		1	+	1		+	+	1	+	3
<i>Acaena splendens</i>										+	+	3
<i>Agrostis aff inconspicua</i>	4	3	3	2	3	3	1	2	4	4	5	4
<i>Alstroemeria aurea</i>					1	3		+				
<i>Anemone multifida</i>	+	1	+	1	1	3	+	+	+	+	+	1
<i>Arenaria serpyllifolia</i>												+
<i>Aristotelia chilensis</i>	+	+	1	1	5	3	4	5	5	4	3	3
<i>Armeria maritima</i>								1				
<i>Arrhenatherum elatius</i>						3	1	3				
<i>Austrocedrus chilensis</i>	3	3	3	3	3	3	2	2	4	4	3	1
<i>Azara microphylla</i>					1	+						
<i>Baccharis magellanica</i>												+
<i>Baccharis patagonica</i>	+	+	1	+			+	2				
<i>Baccharis racemosa</i>					2	3						
<i>Baccharis rhomboidalis</i>									+			1
<i>Berberis buxifolia</i>	1	1	1	+	1	+	1	+	1	1	+	+
<i>Berberis darwinii</i>	+	+	+	2	1	2	+	1	+	1	1	3
<i>Brachystele unilateralis</i>					3	2						
<i>Bromus tunicatus</i>	1				3	+			3	1	1	+
<i>Buddleja globosa</i>								+				
<i>Carex patagonica</i>			+									
<i>Cerastium arvense</i>	1	+	1	+	+	1	1	+				
<i>Chloraea sp.</i>							1	2	+	+	+	1
<i>Cichorium intybus</i>	1											
<i>Cirsium vulgare</i>										2	+	1
<i>Collomia linearis</i>	+	1	1	2	1	1	1	3	+	1	+	3
<i>Crepis capillaris</i>						1						+
<i>Cynanchum descolei</i>									1	+	+	+
<i>Cynanchum diemii</i>	3	3	+	1	+	+	1	+				
<i>Daucus montanus</i>						2						
<i>Diostea juncea</i>										+		
<i>Eccremocarpus scaber</i>									+	+	+	+
<i>Elymus sp.</i>							1	2				
<i>Embothrium coccineum</i>	1	1	+	1	+	3	1	2				
<i>Erodium cicutarium</i>						+						
<i>Eryngium paniculatum</i>					+	1	1	2	+	+	+	+
<i>Festuca pallescens</i>												3
<i>Fragaria chiloensis</i>	2	1	+	2	3	1			1	+	1	3
<i>Galium hypocarpium</i>	2	1	2	3	3	3	1	3	1	1	1	3
<i>Galium richardianum</i>												+

continúa
continuación Tabla V.2

	Los Cipreses				Rodal 72		Rodal 11		El Guadal			
	C	I ₁	I ₂	I ₃	C	I ₁	C	I ₁	C	I ₁	I ₂	I ₃
<i>Erodium cicutarium</i>						+						
<i>Eryngium paniculatum</i>					+	1	1	2	+	+	+	+
<i>Festuca pallescens</i>												3
<i>Fragaria chiloensis</i>	2	1	+	2	3	1			1	+	1	3
<i>Galium hypocarpium</i>	2	1	2	3	3	3	1	3	1	1	1	3
<i>Galium richardianum</i>											+	
<i>Gamochaeta americana</i>								1				
<i>Gaultheria mucronata</i>											1	
<i>Gavilea lutea</i>	1	1	+	1								
<i>Gentianella magellanica</i>					1	+				+	+	
<i>Geranium sessiliflorum</i>	+	1	+	1	1	1	+	+	1	+	1	1
<i>Gramínea 1</i>		+										
<i>Gramínea 2</i>								+				
<i>Hieracium aurantiacum</i>					3	1	1	+				
<i>Hieracium chilense</i>	1	1	1	1							1	
<i>Holcus lanatus</i>	3	3	3	5	3	3						
<i>Hypochoeris radicata</i>	1	1	1	1	1	1			+	1	1	3
<i>Lathyrus magellanicus</i>	1	1	+	1	1	+		2				+
<i>Leuceria sp.</i>										+		
<i>Loasa bergii</i>						+				+	2	2
<i>Lomatia hirsuta</i>	3	2	3	3	5	5	4	3	4	3	3	6
<i>Maytenus boaria</i>	3	2	1	2	1	2	+	+	2	1	1	1
<i>Maytenus chubutensis</i>	4	5	5	4	3	2	2	3	2	2	2	4
<i>Maytenus magellanica</i>	1	3	+	1								
<i>Mutisia decurrens</i>	2	3	2	1	1	2		1	+	1	1	3
<i>Mutisia spinosa</i>	2	2	+	1	1	1	1	+	+	1	+	1
<i>Mycrosteris gracilis</i>					+	1				3	4	4
<i>Myoschilos oblonga.</i>		1			2	4	1	1	2	2	2	3
<i>Myosotis sp.</i>	1			1								
<i>Nothofagus antarctica</i>	+	+	+	1	3	3	2	1	+	2	+	+
<i>Nothofagus dombeyi</i>					+	2	+	+				
<i>Osmorrhiza chilensis</i>	4	3	2	3	3	2	3	3	3	1	2	3
<i>Perezia pillifera</i>										1		
<i>Phacelia secunda</i>								1		3	2	3
<i>Plantago lanceolata</i>											+	1
<i>Poa pratensis</i>							3	3				
<i>Prunella vulgaris</i>				+	2	3		1				+
<i>Ribes magellanicum</i>	3	1	1	1								1
<i>Rosa rubiginosa</i>			+		2	1	1	2	2	2	1	3
<i>Rumex acetosella</i>	+	1	2	2	+	2		3	1	3	1	4
<i>Rumohra adiantiformis</i>	2	1	1	2	+	+	+	+				
<i>Schinus patagonicus</i>	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	4
<i>Senecio bracteolatus</i>												3
<i>Senecio sp.</i>			+									

continúa
continuación Tabla V.2

	Los Cipreses				Rodal 72		Rodal 11		El Guadal			
	C	I ₁	I ₂	I ₃	C	I ₁	C	I ₁	C	I ₁	I ₂	I ₃
<i>Sisyrinchium sp.</i>												1
<i>Solidago chilensis</i>	+	+	+	+	1	2	+	+	+	3	2	3
<i>Stellaria media</i>		1						+		+		
<i>Stipa brevipes</i>												1
<i>Stipa humilis</i>												1
<i>Stipa speciosa</i>												1
<i>Trifolium repens</i>				+								1
<i>Veronica persica</i>									+			
<i>Vicia nigricans</i>	+	2	1	1	1	1	+	+	+	1	1	3
<i>Viola maculata</i>	2	2	2	+	2	1	1	1	+	1	1	1
<i>Vulpia australis</i>											2	

Tabla V.3: Diversidad (H' : Índice de Shannon y Weaver) y riqueza y de especies en las parcelas de estudio. Porcentajes de similitud de Sørensen (PSS) y Czekanowski (PSC) entre parcelas intervenidas y sus respectivos controles.

	INDICE DE DIVERSIDAD		RIQUEZA DE ESPECIES							
	DE ESPECIES	TOTAL	RENOVALES	ARBUSTOS	SUBARBUSTOS	HIERBAS	ENRE-DADERAS	HELECHOS	PSS	PSC
LC-C	2,62	38	5	8	2	20	2	1	----	----
LC-R1	2,70	39	5	10	2	19	2	1	0,91	0,59
LC-R2	2,60	38	5	9	2	19	2	1	0,90	0,58
LC-R3	2,48	39	5	8	2	21	2	1	0,92	0,55
R72-C	2,81	44	6	9	2	24	2	1	----	----
R72-R1	3,00	49	6	9	2	29	2	1	0,95	0,60
R11-C	2,36	34	6	8	1	17	1	1	----	----
R11-R1	2,87	46	6	9	2	26	2	1	0,88	0,56
EG-C	1,96	33	4	8	3	17	1	0	----	----
EG-R1	2,80	41	4	8	3	25	1	0	0,84	0,70
EG-R2	2,69	42	4	8	3	26	1	0	0,85	0,78
EG-R3	2,92	52	4	11	3	32	2	0	0,75	0,52

La similitud florística entre el sotobosque de las parcelas controles fue alta, con valores de PSS entre 0,68 y 0,77, es decir que comparten entre 68 % y 77 % de las especies. Cuando se cuantificó cobertura, la similitud resultó menor; así, Los Cipreses presentó mayores las diferencias respecto a los demás sitios (PSC entre 0,46 y 0,48), mientras que R72 presentó las mayores similitudes con R11 y EG (PSC= 0,62 y 0,63, respectivamente).

La flora de los sitios estudiados estuvo dominada por especies nativas que representaron siempre más del 85%, tanto de la cobertura como del número de especies.

Los diagramas de rango/abundancia de las especies del sotobosque (Fig. V.1) de todos los controles ajustaron ($p < 0,113$) a la distribución normal logarítmica y la dominancia de especies fue muy similar en todos los sitios.

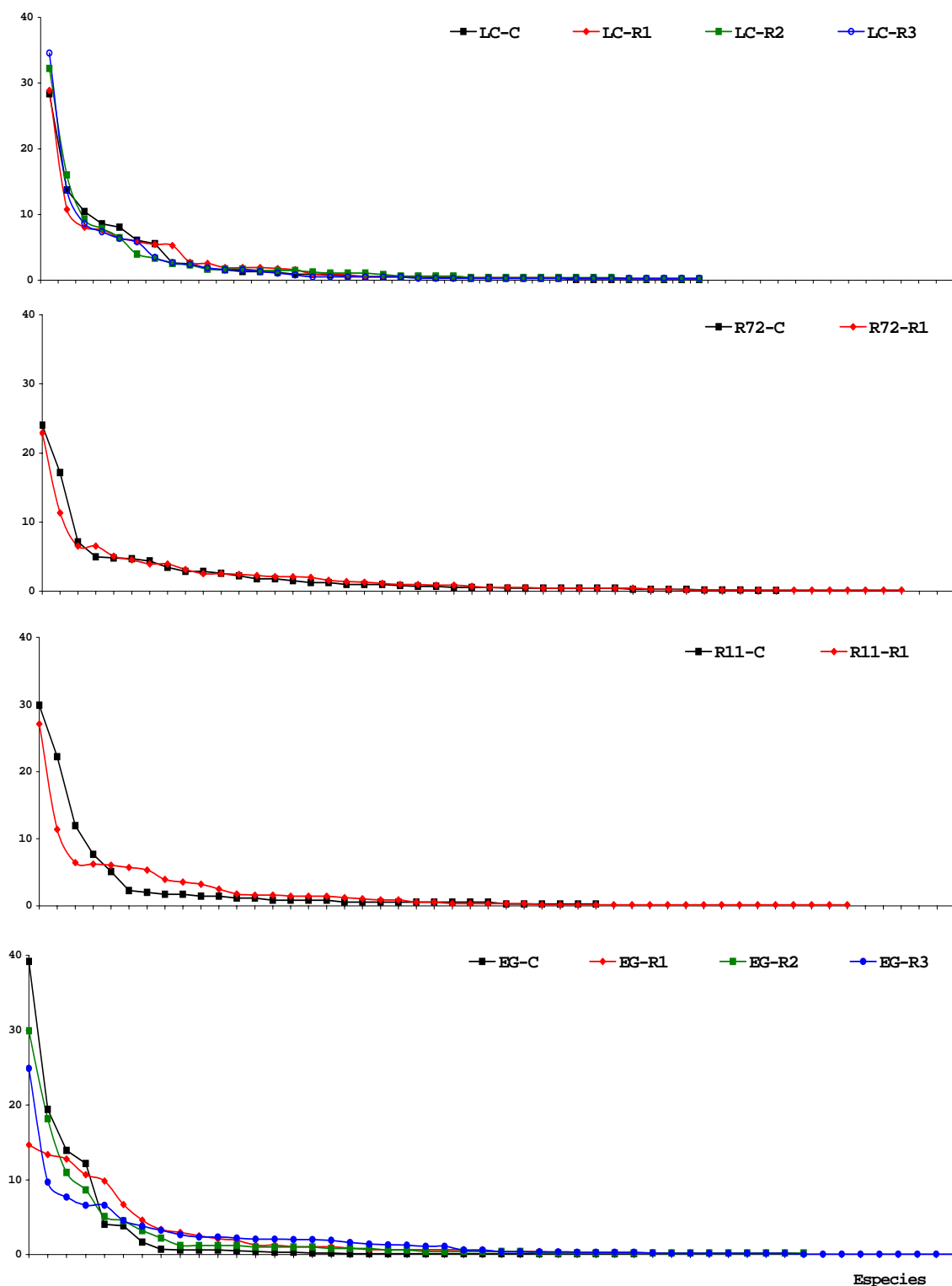


Figura V.1: Diagramas rango/abundancia para las parcelas control y tratamiento.

V.3.2- Efectos de las intervenciones sobre el sotobosque.

V.3.2.1- Luminosidad.

La correlación entre el índice de luminosidad y la cobertura de la vegetación resultó significativa, y negativa, para el dosel arbóreo ($CCS = -0,71$ y $P = 0,0001$). La luminosidad fue mayor en las parcelas intervenidas, aunque el aumento fue, en general, menor al 7 %, con excepción de la parcela con mayor intervención de El Guadal (15 %). Las parcelas con mayores cambios en la luminosidad (Fig. V.2) fueron aquellas con raleos y remoción del sotobosque y, eventualmente, poda (R11-I₁, EG-I₁, EG-I₂ y EG-I₁).

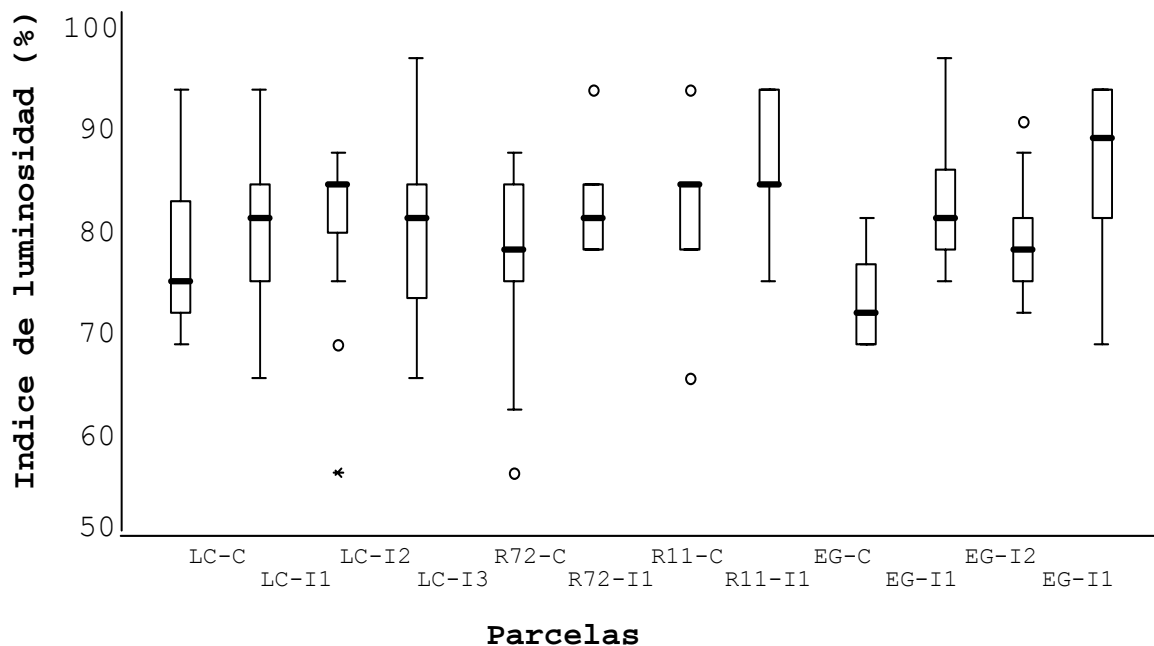


Figura V.2: Diagramas de cajas de la distribución de luminosidad (%) respecto al mayor valor registrado fuera del bosque) en las parcelas de estudio, señalando la mediana (línea gruesa), valores atípicos (°) y valores atípicos extremos (*).

V.3.2.2- Fisonomía de la comunidad: cambia la cobertura del sotobosque?

La cobertura total del sotobosque aumentó, respecto a las parcelas control, en las parcelas intervenidas con remoción del sotobosque y, eventualmente, poda (Rodal 11 y El Guadal). El aumento de la cobertura total se explicó, principalmente, por el incremento en la cobertura del sotobosque bajo, mayoritariamente compuesto por especies herbáceas (Fig. III.11).

La cobertura relativa de las especies se presenta en los diagramas de rango/abundancia de la Fig. V.1. Nuevamente, los mayores cambios se registraron en las parcelas con remoción del sotobosque y, eventualmente, poda (Rodal 11 y El Guadal), donde se redujo la cobertura relativa de las especies dominantes y aumentó la de las codominantes.

V.3.2.3- Composición de la comunidad: cambian la riqueza y diversidad de especies?

La similitud entre parcelas raleadas y sus respectivos controles fue mayor al 75 % cuando se consideró la presencia/ausencia de especies ($PSS > 0,75$), y mayor al 50 % cuando se consideró, además, la cobertura de cada especie ($PSC > 0,52$) (Tabla V.3). En las parcelas del tratamiento más leve de El Guadal (EG-C₁ y EG-C₂), se encontraron valores bajos de PSS pero altos de PSC, indicando que los principales cambios se observaron a nivel de especies poco representadas.

La riqueza y diversidad de especies (H') de las parcelas intervenidas (Tabla V.3) siguieron el mismo patrón que la cobertura. Es decir, no variaron respecto a las parcelas control cuando la intervención sólo

consistió en raleos (Los Cipreses y Rodal 72), pero aumentaron en las parcelas con poda y/o limpieza del sotobosque (Rodal 11 y El Guadal). Los incrementos en la riqueza de especies se debieron, principalmente, al aporte de nuevas especies herbáceas (Tabla V.3). El aumento de la diversidad se debió tanto al incremento en la riqueza de especies como a la disminución en la dominancia.

Los diagramas de rango/abundancia de las parcelas controles e intervenidas ilustran las modificaciones en la distribución de los recursos en función del orden de importancia de las especies vegetales (Fig. V.1). Solo difirieron significativamente, respecto a los controles, los diagramas correspondientes a El Guadal, con una situación intermedia en Rodal 11 (Tabla V.4), donde disminuyó la cobertura relativa de las cuatro dominantes.

Tabla V.4: Comparación de diagramas de rango-abundancia entre los tratamientos y sus respectivos controles. (KS: Test de Kolmogorov-Smirnov, P: nivel de significancia).

Comparaciones	KS	p
LC-R₁ vs LC-C	0,819	0,513
LC- R₂ vs LC-C	0,819	0,513
LC- R₃ vs LC-C	0,819	0,513
R72- R₁ vs R11-C	0,639	0,639
R11- R₁ vs R11-C	1,344	0,050
EG- R₁ vs EG-C	1,733	4,934 10 ⁻³
EG- R₂ vs EG-C	1,712	5,711 10 ⁻³
EG- R₃ vs EG-C	1,812	2,654 10 ⁻³

La riqueza de especies se correlacionó negativamente (CCS= -0,6941, p= 0,0209) con la cobertura arbórea, debido principalmente a que, en doseles muy cerrados, disminuyó la riqueza de especies herbáceas (CCS= -0,3833, p= 0,0016).

V.3.2.4- Efecto de las intervenciones sobre las especies en particular

El diagrama de ordenación del ACC ilustró la ubicación de las variables ambientales, parcelas de estudio y las especies (Fig. V.3). Los dos ejes del diagrama explicaron el 45 % de la varianza ($\lambda_1= 0,27$ y $\lambda_2= 0,18$).

Las variables ambientales tuvieron una correlación (longitud de la flecha) mucho mas alta con el primer eje (horizontal) que con el segundo (vertical). Aquellas relacionadas con las intervenciones forestales presentaron valores positivos (Coef. Coord. 0,90, 0,75 y 0,47 para poda, remoción del sotobosque y raleo respectivamente) y las demás, valores negativos (Coef. Coord. -0,88, -0,76 para las precipitaciones y la densidad de árboles respectivamente). El área basal resultó una variable con muy baja correlación (Coef. Coord. -0,08).

Considerando que, cuando los autovalores de los ejes son de similar magnitud, la distancia entre los puntos que representan las parcelas de estudio reflejan la asociación entre ellas (Ter Braak & Verdonschot 1995), se pueden considerar tres grupos en el diagrama (Fig. V.3). Un primer grupo se ubicó en el cuadrante inferior-derecho, compuesto por las parcelas intervenidas de El Guadal y asociado a las variables ambientales de raleo y poda. Un segundo grupo se ubicó en la parte superior del gráfico, compuesto por las parcelas ubicadas en el Rodal 72, Rodal 11 y la parcela control de El Guadal. Un tercer grupo, ubicado en el cuadrante inferior-izquierdo, incluyó a las parcelas ubicadas en Los Cipreses, asociadas a las mayores precipitaciones y densidad. La proximidad entre las parcelas control de El Guadal, Rodal

72 y Rodal 11 es coincidente con los altos valores de PSC mencionados al describir el sotobosque de las parcelas control (Sección V.3.1). La mayor distancia y, por lo tanto, menor similitud, entre parcelas control e intervenidas se registró en los sitios en que las intervenciones implicaron remoción del sotobosque y, eventualmente, poda (Rodal 11 y El Guadal).

La ubicación de las especies en el diagrama permitió asociar a las especies con las parcelas en las que se registraron y con las variables ambientales. Las especies exclusivas de algunas parcelas (Fig. V.3) aparecieron superpuestas con las mismas, por ejemplo las dos especies exclusivas de parcelas control (en EG-C y LC-C) y las especies exclusivas de parcelas raleadas (rodeadas de elipses de línea fina). La mayoría de las especies exclusivas de las parcelas intervenidas se presentaron en El Guadal. En el centro del diagrama se ubicaron las especies comunes a la mayoría de los sitios (rodeadas de una elipse de línea gruesa), la mayoría de las cuales aumentó su cobertura en al menos una de las parcelas intervenidas. En general, el resto de las especies no varió su cobertura, y se dispersaron en el diagrama en asociación con los sitios donde presentaron mayor valor de esta variable.

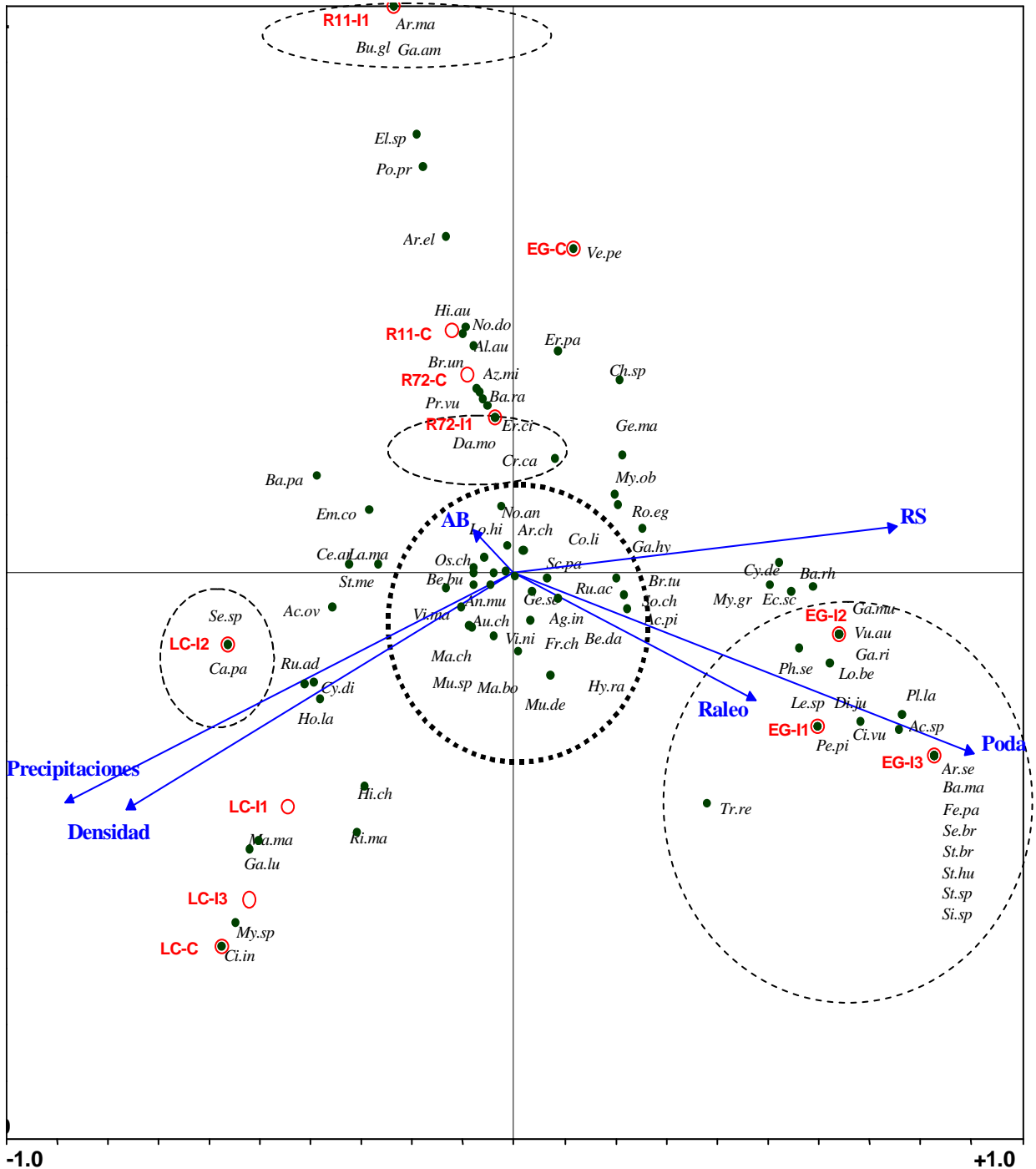


Figura V.3: Resultados del diagrama de ordenación del ACC del sotobosque. Las flechas azules indican las variables ambientales, RS: remoción del sotobosque, los círculos rojos las parcelas de estudio y los puntos llenos las especies. Las especies se referencian con las dos primeras letras del género y de la especie. Las elipses de líneas finas señalan las especies exclusivas de las parcelas intervenidas y la elipse de línea gruesa las especies

comunes a todas las parcelas. El rango de los ejes del gráfico es de -1 a +1.

Del total de especies registradas (90) (Fig. V.4), 2 fueron exclusivas de las parcelas sin intervenir (Tabla V.5), 31 exclusivas de las parcelas intervenidas (Tabla V.5), y 57 comunes a parcelas controles e intervenidas.

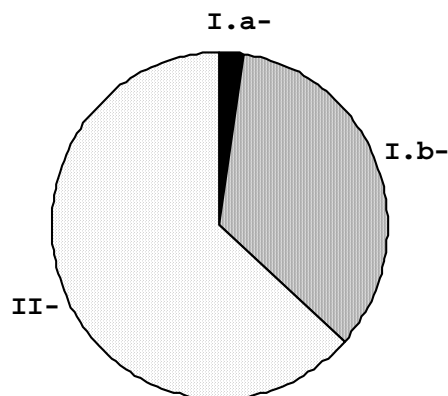


Figura V.4: Proporción de especies en función a la respuesta a las intervenciones. Referencias: I- Especies exclusivas (a)- de los controles y (b) de los raleados, II- Especies comunes a controles y raleados.

Las especies exclusivas de las parcelas control (*Cichorium intybus* L. y *Veronica persica* Poir.) (Tabla V.5), fueron exóticas y con cobertura menor al 0,2 %. De las especies exclusivas de las parcelas raleadas (Tabla V.5), 77 % fueron nativas, entre las que se encontraron con mayor cobertura (> al 1 %): *Phacelia secunda*, *Loasa bergii*, *Acaena splendens*, *Festuca pallescens* y *Senecio bracteolatus*. De las especies exóticas sólo *Cirsium vulgare* superó el 1 % de la cobertura en una de las parcelas.

Tabla V.5: Especies exclusivas de parcelas controles o intervenidas. (N: especie nativa; X: especie exótica; n.d.: no determinada).

ORIGEN	
I.a- Especies exclusivas de las parcelas control	
X	<i>Cichorium intybus</i>
X	<i>Veronica persica</i>
I.b- Especies exclusivas de las parcelas intervenidas	
N	<i>Acaena splendens</i>
X	<i>Arenaria serpyllifolia</i>
N	<i>Armeria maritima</i>
N	<i>Baccharis magellanica</i>
N	<i>Buddleja globosa</i>
N	<i>Carex patagonica</i>
X	<i>Cirsium vulgare</i>
X	<i>Crepis capillaris</i>
N	<i>Daucus montanus</i>
N	<i>Diostea juncea</i>
X	<i>Erodium cicutarium</i>
N	<i>Festuca pallescens</i>
N	<i>Galium richardianum</i>
N	<i>Gamochaeta americana</i>
N	<i>Gaultheria mucronata</i>
n.d.	Gramínea 1
n.d.	Gramínea 2
N	<i>Leuceria sp.</i>
N	<i>Loasa bergii</i>
N	<i>Phacelia secunda</i>
N	<i>Perezia pillifera</i>
X	<i>Plantago lanceolata</i>
N	<i>Senecio bracteolatus</i>
N	<i>Senecio sp.</i>
N	<i>Sisyrinchium sp.</i>
X	<i>Stellaria media</i>
N	<i>Stipa brevipes</i>
N	<i>Stipa humilis</i>
N	<i>Stipa speciosa</i>
X	<i>Trifolium repens</i>
N	<i>Vulpia australis</i>

Entre las especies comunes a las parcelas control e intervenidas se distinguieron tres patrones, según la respuesta que presentaron a las intervenciones:

- i) especies que tendieron a reducir su cobertura, en orden de importancia: *Bromus tunicatus*, *Osmorrhiza chilensis*, *Cynanchum diemii*, *Berberis buxifolia*, *Cynanchum descolei*, *Brachystele unilateralis*, *Gentianella magellanica* y Gramínea 2. Estas especies representaron 12 % de las nativas presentes en las parcelas control y la mayoría son herbáceas o enredaderas.
- ii) especies que aumentaron la cobertura, entre las que se incluyeron tanto especies exóticas como nativas. Las exóticas fueron, en orden de importancia: *Rumex acetosella*, *Arrhenatherum elatius*, *Hypochoeris radicata* y *Prunella vulgaris*. Las nativas fueron, en orden de importancia: *Microsteris gracilis*, *Collomia linearis*, *Solidago chilensis*, *Berberis darwinii*, *Vicia nigricans*, *Acaena pinnatifida*, *Anemona multifida*, *Myoschilos oblonga*, *Alstroemeria aurea*, *Chloraea sp.* y *Eryngium paniculatum*. La mayoría fueron especies con alta representación.
- iii) especies con respuesta variable, que no variaron su cobertura o lo hicieron sólo en algunas parcelas intervenidas.

La cobertura de *A. chilensis* en el sotobosque sólo se modificó en la parcela de el Guadal con intervención más fuerte (EG-I₃), en donde la reducción fue de aproximadamente 80 %.

V.3.2.5- Respuesta de las especies exóticas a las intervenciones forestales.

Se registraron 17 especies exóticas, de ellas 2 fueron exclusivas de las parcelas control y 7 de las parcelas intervenidas (Tabla V.5). De las 8 especies

restantes, 2 aumentaron su cobertura con las intervenciones.

La cobertura arbórea se correlacionó negativamente tanto con la riqueza (CCS= -0,6626, p= 0,0280) como con la cobertura (CCS= -0.6749, p= 0,0252) de las especies exóticas. En general, tanto la cobertura como la riqueza de especies exóticas (Fig. V.5) sólo aumentó levemente con las intervenciones, salvo en la parcela con raleo más intenso (EG-R₃), donde el incremento fue importante. Este poco incremento estaría explicando la baja correlación obtenida entre cobertura arbórea y presencia de exóticas.

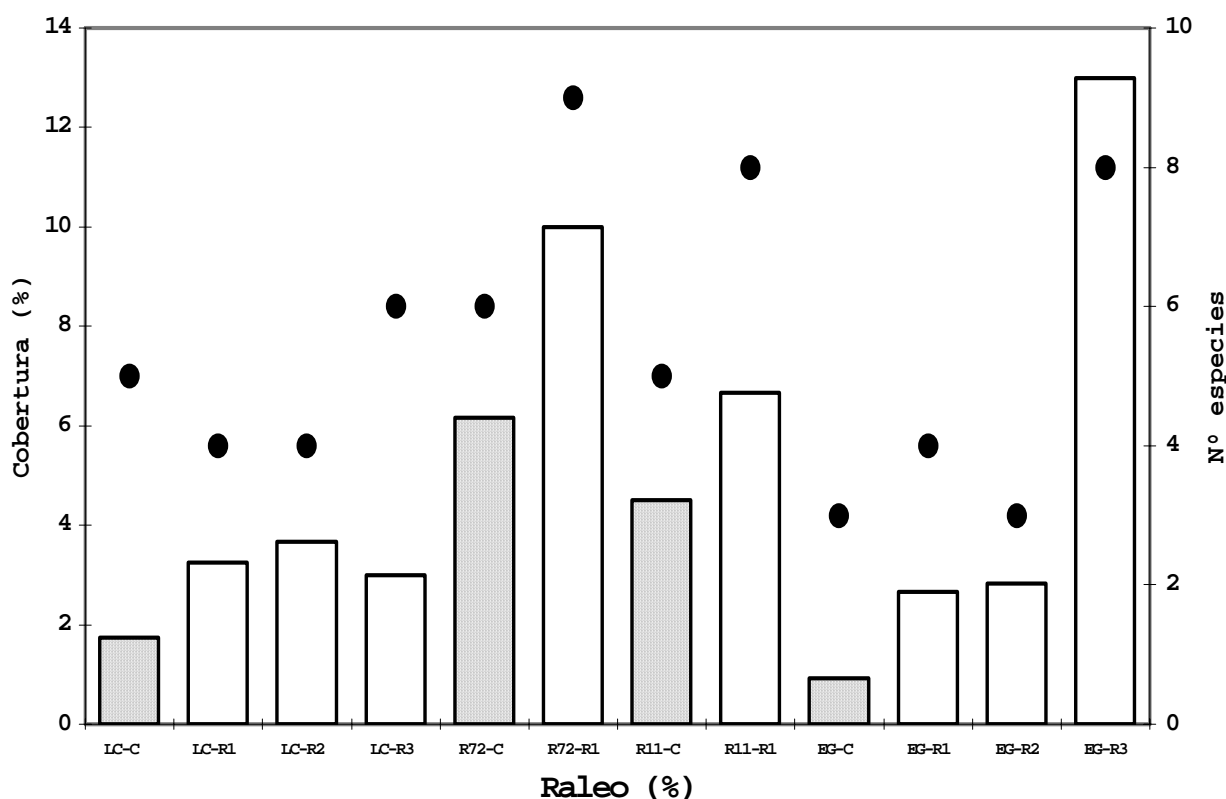


Figura V.5: Cobertura (en barras) y riqueza (en círculos) de especies exóticas en función de la intensidad de raleo y del sitio (Los Cipreses: en puntos; Rodal 72: líneas inclinadas; Rodal 11: líneas transversales y El Guadal: en blanco).

Independientemente del tipo y grado de intervención, la cobertura de exóticas nunca superó 15 % de la cobertura total.

No se encontró correlación entre la cobertura y riqueza relativa de las especies exóticas con la cobertura y riqueza del sotobosque, ni con la cobertura y riqueza de especies nativas (Tabla V.6).

Tabla V.6: Coeficientes de correlación de Spearman y nivel de significancia (entre paréntesis) para riqueza y cobertura, total del sotobosque y de las especies autóctonas y cobertura y riqueza relativa de las exóticas.

	Cobertura relativa de exóticas	Riqueza relativa de exóticas
Cobertura del sotobosque	-0,189 (0,531)	-0,077 (0,798)
Riqueza del sotobosque	0,509 (0,091)	0,453 (0,133)
Cobertura de nativas	-0,231 (0,444)	0,126 (0,676)

V.4- DISCUSION

V.4.1- Cambia la fisonomía y la composición del sotobosque en respuesta a las intervenciones forestales de tipo extractivo?

Las condiciones ambientales determinan marcadamente la dirección sucesional de los bosques bajo manejo (Runkle 1985; Leak 1991). La cobertura de la vegetación del sotobosque suele aumentar considerablemente luego de extracciones y esto se ha asociado a la liberación de nutrientes y a la reducción de la competencia por luz (Hobbs 1989). La respuesta del sotobosque al incremento de luminosidad es mayor durante los primeros años después de las intervenciones (Thomas et al. 1999).

Los resultados obtenidos en el presente estudio muestran que los cambios en luminosidad estuvieron asociados, principalmente, a la remoción del sotobosque y se reflejaron más en un aumento en la variabilidad de las condiciones lumínicas que en la luminosidad media. Resultados similares fueron obtenidos en bosques manejados de *Pseudotsuga menziesii* (Thomas et al. 1999).

Los disturbios pueden aumentar la diversidad y la riqueza de especies (Fox & Fox 1986; Fox et al. 1997), ya sea porque aumentan (Denslow 1980) o redistribuyen los recursos disponibles (Connell 1980). Los cambios en la fisonomía del sotobosque de *A. chilensis* con posterioridad a las intervenciones forestales dependieron, principalmente, del tipo de intervención y del tiempo transcurrido desde la misma. El sotobosque respondió con pocas modificaciones fisonómicas a los raleos, pero aumentó en cobertura total, dominancia, riqueza y diversidad específica cuando la intervenciones incluyeron remoción del sotobosque y, eventualmente, poda. Estos cambios resultaron relacionados, principalmente, con el aumento de las especies herbáceas, tanto en cobertura como en cantidad de especies. La cobertura de arbustivas sólo aumentó en la parcela con mayor tiempo transcurrido desde la intervención. Swindel et al. (1984) encuentran resultados similares para bosques de *Pinus elliottii*, y sostienen que esta respuesta es esperable cuando las intervenciones reducen pero no eliminan las especies sucesionalmente tardías. Además, los diagramas reflejan que, bajo las intervenciones antes mencionadas, la dominancia se reduce mientras aumenta la codominancia. Se sugiere, como posible explicación a los cambios en dominancia, que la remoción del sotobosque recayó, principalmente, sobre las

especies dominantes y otorgó, a las codominantes, mejores condiciones de competitividad.

El aumento de herbáceas ha sido documentado para distintas regiones del mundo cuando los árboles son removidos total o parcialmente (Lamotte 1983; Collins et al. 1985). Damascos (1998) plantea que en el sotobosque de los bosques de *A. chilensis*, los factores que controlan la distribución de especies y las estrategias morfológicas actúan a diferentes escalas. A nivel focal *sensu* O'Neill (1989) actuarían factores que determinan la presencia de microambientes. A esta escala, influye la desigual cobertura del dosel, la sombra de los bordes de los claros y la presencia de leñosas. Estas variables actuarían a través de la modificación del microclima y amortiguarían la excesiva iluminación.

El aumento en la cobertura de herbáceas en la parcela con mayor intervención de El Guadal podría explicar la alta sobrevivencia al verano (70 %) de las plántulas de *A. chilensis* (ver Capítulo II).

El ingreso de especies propias de áreas más abiertas, más xéricas y de suelos más pobres contribuyó a los incrementos de cobertura, riqueza de especies y diversidad. Especies como *Acaena splendens*, *Baccharis magellanica*, *Cirsium vulgare*, *Festuca pallescens*, *Loasa bergii*, *Senecio* spp y *Stipa* spp. presentan estas características (Damascos 1998, Dimitri 1972). Además, otras especies, con similares preferencias ambientales, incrementaron en cobertura (*Acaena pinnatifida*, *Collomia linearis*, *Myoschilos oblonga*, *Microsteris gracilis*, *Prunella vulgaris* y *Rumex acetossella*). Resultados similares fueron observados con posterioridad a disturbios aún más fuertes, por ejemplo, incendios (Gobbi 1994, Faggi & Cagnoni 1996).

La alta similitud entre parcelas con y sin intervención, en el presente trabajo, marca la importancia de la composición florística inicial (Egler 1954). En este contexto, con posterioridad a un disturbio, la mayoría de las especies preexistentes continúan o se reinstalan en un plazo corto y en forma mas o menos sincrónica. Estos resultados coinciden con los obtenidos en otros bosques de coníferas intervenidos (Veblen & Lorenz 1986; Halpern & Franklin 1992).

La rápida revegetación con posterioridad a las intervenciones forestales, probablemente ocurra por las siguientes razones: i) el rebrote de tallos posterior a la cosecha favorece la regeneración de especies que ya estaban presentes en el sitio, en algunos casos en codominancia, ii) bajos niveles de disturbio en el suelo, asociados con aperturas del dosel arbóreo permiten la permanencia del banco de semillas, que encuentra buenas condiciones para germinar, y el crecimiento de especies con yemas gemíferas enterradas, iii) pronta invasión por parte de especies de comunidades próximas y iv) reducción de la dominancia y liberación de recursos para otras especies (Swindel et al. 1984; Leck et al. 1989; Halpern & Franklin 1992; Arthur et al. 1997).

V.4.2- Las intervenciones forestales aumentan la susceptibilidad a la introducción de especies exóticas?

Se pueden analizar los resultados obtenidos teniendo en cuenta tres de las hipótesis que tratan la invasión de exóticas y sus razones. Estas son:

- i) la invasión de especies exóticas está asociada a disturbios (Hobbs 1989; Rejmanek 1989),

- ii) las comunidades no son igualmente susceptibles a la invasión por exóticas en todos los puntos del gradiente (Rejmanek 1989) y
- iii) las comunidades ricas en especies son menos susceptibles a la invasión de exóticas (Fox & Fox 1986).

La riqueza de especies exóticas es similar a la registrada en otros bosques de *A. chilensis* densos y puros e incluso más baja (Fig. V.4). Las intervenciones resultaron en incrementos de distinta magnitud en la riqueza de exóticas (desde 1 a 5 especies exóticas nuevas), dependiendo de los sitios y de los tratamientos. En el tratamiento más intenso, se registraron los mayores cambios tanto en la cobertura como en la riqueza de especies exóticas, confirmando de esta manera la primera de las hipótesis planteadas.

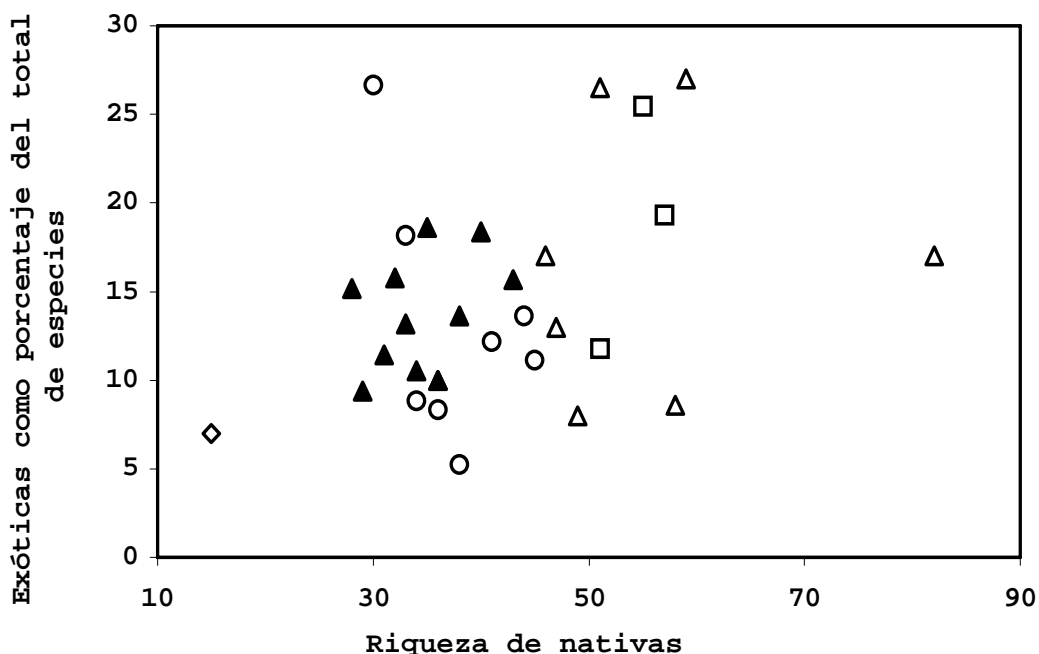


Figura V.4: Riqueza relativa de exóticas, expresada como porcentaje del total de especies en función de la riqueza de especies nativas. ▲: resultados de este trabajo; ○: Gobbi (1994); □: Raffaele & Gobbi (1996); △: Faggi & Cagnoni (1996); ◆: Buamscha (1997).

Exceptuando la intervención más fuerte (ya que ésta sólo se planteó en el extremo más seco del gradiente y no se repitió en otros puntos), en los demás tratamientos con raleos de similar intensidad, los resultados respecto al efecto sobre las especies exóticas fueron similares, independientemente de la posición en el gradiente. No se verificó, por lo tanto, dentro del rango de situaciones estudiado, la segunda hipótesis planteada, pudiéndose concluir que, para los bosques de *A. chilensis* en condiciones moderadas de extracción, el gradiente ambiental no juega un papel predominante en el ingreso de especies exóticas.

La tercera hipótesis plantea la riqueza de especies como un mecanismo de resistencia a la invasión (Elton 1958). Presumiblemente, una comunidad con muchas especies interactuando, tiene mayor capacidad de utilizar los recursos, particularmente el espacio, y por lo tanto es capaz de prevenir la invasión de exóticas. La recopilación de resultados obtenidos a partir de varios relevamientos florísticos del sotobosque de bosques de *A. chilensis* (Fig. V.4.), utilizando, en general, la misma metodología a campo, indicaron que la proporción de especies exóticas no se reduce cuando aumenta la cantidad de especies nativas. Esto indicaría que, para los bosques de *A. chilensis*, la riqueza de nativas en el sotobosque, no pareciera ser un mecanismo que regule la invasión de las especies exóticas. La proximidad de los bosques de *A. chilensis* a otros tipos de comunidades de distinta fisonomía, como estepa herbácea, arbustiva, matorrales y otros tipos de bosques, la abundancia de hemicriptófitas entre su flora (Gomez & Gallopin 1982; Gobbi 1994; Poggi & Cagnoni 1996; Grigera et al. 1996) y la existencia de un banco de semillas de nativas (Raffaele & Gobbi 1996)

podrían asociarse para limitar la introducción de exóticas.

Este planteo es coincidente con la hipótesis planteada por Hannerz & Hånell (1997) respecto a que las comunidades expuestas históricamente a disturbios fuertes, como ocurre con los bosques de *A. chilensis*, tienen en su composición especies con capacidad de recuperarse y recolonizar a través de mecanismos tan diversos como estrategias de banco de semillas, alta capacidad de rebrote, buena dispersión, yemas gemíferas enterradas o sub-superficiales, etc. Si el sotobosque de estos bosques ha podido recuperarse y recolonizar áreas quemadas es de esperar que disturbios leves, que implican básicamente la remoción de parte de los árboles, no impliquen modificaciones muy fuertes en su composición.

BIBLIOGRAFIA

- Arthur, M.A.; Muller, R.N. & S. Costello. 1997. Species composition in a Central Hardwood forest in Kentucky after clear-cutting. *Am. Midl. Nat.* 137:274-281.
- Bormann, F.H. & G.E. Likens. 1979. *Pattern and Process in a Forested Ecosystem*. Springer, New York. 253 pp.
- Buamscha, G. 1997. Indicadores de economía de nitrógeno en *Austrocedrus chilensis* a lo largo de un gradiente ambiental de humedad. Trabajo para optar al grado de Licenciada en Ciencias Biológicas. CRUB, Universidad Nacional del Comahue. 113 pp.
- CANOCO version 4.0. 1988-1998. Centre for Biometry Wageningen, CPRO-DLO. Wageningen, the Netherlands.
- Collins, B.S.; Dunne, K.P. & S.T.A. Pickett. 1985. Response of forest herbs to canopy gaps. In Pickett, S.T.A. & P.S. White. *The ecology of natural disturbance and patch dynamics*. Academic Press, Orlando. 218- 234 pp.
- Conover, W.J. 1980. *Practical Nonparametric Statistics*. J.Wiley & Sons. 493 pp.
- Connell, J.H. 1980. Diversity and the coevolution of competitors, or the ghost of competition past. *Oikos* 35:131-138
- Connell, J.H. & R.O. Slatyer. 1977. Mechanisms of succession in natural communities and their role in community stability and organization. *American Naturalist* 111:1119-1144.
- Correa, M. N. 1998. *Flora Patagónica. Parte I. Colección Científica INTA, Bs. As.* 398 pp.
- Damascos, M. 1998. Morfología de las plantas de los claros y áreas sombreadas del bosque de *Austrocedrus chilensis*. *Ecología Austral* 8:13-22.

- Denslow, J.S. 1980. Gap partitioning among tropical rainforest tree. *Biotropica* 12(suppl.):47-55.
- Dimitri, M. 1972. La región de los bosques andino-patagónicos de Argentina. Sinopsis general. Colección científica del INTA. Tomo X. Buenos Aires.
- Dirzo, R., Horvitz, C. Quevedo, H. & M.A. Lopez. 1992. The effects of gap size and age on the understory herb community of tropical Mexican rain forest. *Journal of Ecology* 80:809-822.
- Egler, F.E. 1954. Vegetation science concepts. 1. Initial floristic composition - a factor in old field vegetation development. *Vegetatio* 4:412-417.
- Elton, C.S. 1958. *The Ecology of Invasions by animals and plants*. Methuen, Londres.
- Faggi, A.M. & M. Cagnoni. 1996. Comparación florística de bosques mixtos de coihue y ciprés afectados por incendios en el noroeste de Chubut, Argentina. *Multequina* 5:13-23.
- Fox, M.D. & B.J. Fox. 1986. The susceptibility of natural communities to invasions. In Groves, R.H. y J.J. Burdon (Eds.). *Ecology of Biological Invasions*. Australian Academy of Science, Canberra. pp 57-66.
- Fox, B.J., Taylor, J.E.; Fox, M.D. & C. Williams. 1997. Vegetation changes across edges of rainforest remnants. *Biological Conservation* 82:1-13.
- Gobbi, M. 1994. Regeneración de la vegetación en incendios recientes de bosques de "ciprés de la cordillera" (*Austrocedrus chilensis*) en el área del Parque Nacional Nahuel Huapi. *Medio Ambiente* 12:9-15.
- Gomez, I. & G. Gallopín. 1982. Estudio ecológico de la cuenca del río Manso Superior (R.N., Argentina).

- III. Las formas biológicas de las especies vasculares. *Ecología* 7:117-126.
- Grigera, D., Brion, C., Chiapella, J. & M.S. Pillado. 1996. Las formas de vida de las plantas como indicadores de factores ambientales. *Medio Ambiente* 13:11-29.
- Grime, J.P. 1979. *Plant Strategies and Vegetation Processes*. Wiley, New York.
- Grime, J.P. 1997. Biodiversity and ecosystem function: the debate deepens. *Science* 277:1260-1261.
- Halpern, C. & J.F. Franklin. 1992. Changes in plant species diversity after harvest of douglas-fir forest. *The Northwest Environmental Journal* 8:205-207.
- Hannerz, M. & B. Hånell. 1997. Effects on the flora in Norway forests following clearcutting and shelterwood cutting. *Forest Ecology and Management* 90:29-49.
- Hobbs, R.J. 1989. The nature and effects of disturbance relative to invasions. In Drake, J.A.; Mooney, H.A.; di Castri, F.; Groves, R.H.; Kruger, F.J.; Rejmánek, M. & M. Williamson (Eds.). *Biological Invasions: a Global Perspective*. John Willey and Sons Ltd., Chichester. pp 389-406.
- Hooper, D.U. & P.M. Vitousek. 1997. The effects of plant composition and diversity on ecosystem processes. *Science* 277:1302-1305.
- Kershaw, K. A. 1968. A survey of the vegetation in Zaria Province, N. Nigeria. *Vegetatio* 15:244-268
- Kitzberger, T. 1995. Fire regime variation along a northern patagonian forest steppe gradient: stand and landscape response. PhD thesis, University of Colorado, Boulder.

- Krebs, C. 1985. Ecología. Estudio de la distribución y la abundancia. Ed. Harla, México. 753 pp.
- Lamotte, M. 1983. Research on the characteristics of energy flows within natural and man-altered ecosystems. In Mooney, H.A. & M. Godron (Eds.). Disturbance and ecosystems. Components of response. Springer-Verlag, Berlin. pp 48-70.
- Leak, W.B. 1991. Secondary forest succession in New Hampshire, USA. Forest Ecology and Management 43:69-86.
- Leck, M.A., Parker, V.T. & R.L. Simpson. 1989. Ecology of Soil Seed Bank. Academic Press, London.
- Magurran, A.E. 1988. Ecological Diversity in its Measurement. Chapman and Hall, London. 179 pp.
- Marks, P.L. 1974. The role of pin cherry (*Prunus persylvanica* L.) in the maintenance of stability in northern hardwood ecosystems. Ecol. Monogr. 44:73-88.
- Mueller Dombois, D & H. Ellenberg. 1974. Aims and methods of vegetation ecology. J. Wiley & Sons, New York. 547 pp.
- O'Neill, R. 1989. Perspectives in hierarchy and scales. In Roughgarden, J.; May, R. & S. Levin (Eds.). Perspectives in Ecological Theory. Princeton Univ. Press, Princeton. Pp 140-156.
- Perry, D. 1994. Forest Ecosystems. The Johns Hopkins Univ. Press, Baltimore. Pp. 509-532.
- Raffaele, E. 1993. Estructura y dinámica de la vegetación de un mallín sometido a perturbaciones experimentales. Tesis Doctoral. Universidad Nac. De la Plata. 117 pp.
- Raffaele, E. & M. Gobbi. 1996. Seed bank composition in *Austrocedrus chilensis* forest in Patagonia,

- Argentina. Int. Journal of Ecology and Environmental Sciences 22:59-72.
- Rejmaneck, 1989. Invasibility of Plant Communities. In Drake, J.A.; Mooney, H.A.; di Castri, F.; Groves, R.H.; Kruger, F.J.; Rejmánek, M. & M. Williamson (Eds.). Biological Invasions: a Global Perspective. John Willey and Sons Ltd., Chichester. pp 369-387.
- Relva, M.A. & T.T. Veblen. 1998. Impacts of introduced large herbivores on *Austrocedrus chilensis* forests in northern Patagonia, Argentina. Forest Ecology and Management 108:27-40.
- Roberts & Guillian, 1995. Patterns and mechanisms of plant diversity in forested ecosystems: implications for forest management. Ecological Applications 5:969-977.
- Roger, P. 1996. Disturbance ecology and forest management: a review of the literature. For. Serv. Gen. Tech. Rep. INT-GTR-336. Pp. 1-16.
- Runkle, J. 1985. Disturbance regimes in temperate forests. In Pickett, S.T.A. & P.S. White. The ecology of natural disturbance and patch dynamics. Academic Press, Orlando. 17- 34 pp.
- Simberloff, D. 1986. Introduced insects: a biogeographic and systematics perspective. In Mooney, H.A. & J.A. Drake (Eds.). Ecology of Biological Invasions of North America and Hawaii. Springer-Verlag, New York. Pp 3-24.
- Sousa, W.P. 1979. Experimental investigations of disturbances and ecological successions in a rocky intertidal algal community. Ecol. Monog. 49:227-254.
- Swindel, B.F., Conde, L.F. & J.E. Smith. 1984. Species diversity: concept, measurement, and response to

- clearcutting and site-preparation. *Forest Ecology and Management* 8:11-22.
- Ter Braak, C.J. 1987. The analysis of vegetation-environment relationships by canonical correspondence analysis. *Vegetatio* 69:69-77.
- Ter Braak, C.J. & P.F.M. Verdonschot. 1995. Canonical correspondence analysis and related multivariate methods in aquatic ecology. *Aquatic Science* 57/3:255-289.
- Thomas, S.C., Halpern, C.B., Falk, D.A., Liguori, D.A. & K.A. Austin. 1999. Plant diversity in managed forests: undersotry responses to thinning and fertilization. *Ecological Applications* 9:864-879.
- Tilman, D., Knops, J., Wedin, D., Reich, P., Richie, M. & E. Siemann. 1997. The influence of functional diversity and composition on ecosystem processes. *Science* 277:1300-1302.
- Veblen, T.T.; Burns, B.; Kitzberger, T.; Lara, A. & R. Villalba. 1995. The Ecology of the conifers of Southern Swouth America. In Enright, N. J. & R. Hill. *Ecology of the Southern Conifers*. Melbourne Univ. Press., Victoria. pp. 120-155.
- Veblen, T.T. & D. Lorenz. 1986. Anthropogenic disturbance and recovery patterns in montane forests, Colorado Front Range. *Physical Geography* 7:1-24.
- Veblen, T.T. & D. Lorenz. 1987. Post-fire stand development of *Nothofagus-Austrocedrus* forests in Patagonia. *Vegetatio* 73:113-126.
- Veblen, T.T. & D. Lorenz. 1988. Recent vegetation changes along the forest/steppe ecotone in northern patagonia. *Annals of the Association of American Geographers* 78:93-111.
- Veblen, T.T.; Mermoz, M.; Martín, C. & T. Kitzberger. 1992. Ecological impacts of introduced animals in

- Nahuel Huapi National Park, Argentina. Conservation Biology 6: 71-83.
- Wardle, D.A., Zackrisson, O., Hörnberg & C. Gallet. 1997. The influence of island area on ecosystem properties. Science 277:1296-1299.
- Zuloaga, F.Q. & O. Morrone (Eds.). 1996. Catálogo de las Plantas Vasculares de la República Argentina. I. Pteridophyta, Gymnospermae & Angiospermae (Monocotyledoneae). Missouri Botanical Garden Press. 323 pp.
- Zuloaga, F.Q. & O. Morrone (Eds.). 1999. Catálogo de las Plantas Vasculares de la República Argentina. II. Acanthaceae-Zygophyllaceae. Missouri Botanical Garden Press. 1269 pp.
- Zuloaga, F.Q., Nicora, E., Rúgolo de Agrasar, Z.E., Morrone, O., Pensiero, J. & A.M. Cialdella. 1994. Catálogo de la Familia Poaceae en la República Argentina. Missouri Botanical Garden Press. 178 pp.

Capítulo VI:

CONCLUSIONES

VI.1- Conclusiones Generales

En el presente trabajo se ha estudiado el impacto de las extracciones forestales moderadas sobre el suelo, la regeneración y el sotobosque de bosques puros y densos de *Austrocedrus chilensis*.

Los sitios considerados en este estudio presentaron variaciones en el nivel de fertilidad y régimen hídrico del suelo, que no se reflejaron en el área basal del rodal, pero sí en el efecto de las intervenciones. Los suelos derivados de cenizas volcánicas, con alta capacidad de almacenamiento de agua y mayor fertilidad, no fueron afectados por las intervenciones. En cambio, el suelo derivado de arenas volcánicas, de textura mas gruesa, baja capacidad de almacenamiento de agua y menor fertilidad, presentó una considerable pérdida de materia orgánica como consecuencia de la intervención.

Los bosques de la región Andinopatagónica tienden, en condiciones ideales, a mineralizar N en forma de nitratos, compuesto que a diferencia del amonio, no se retiene en el complejo de intercambio y, por lo tanto, es más susceptible a la pérdida por lixiviación, sobre todo en condiciones de apertura del dosel arbóreo. Sin embargo, *A. chilensis*, a diferencia de la mayoría de las especies latifoliadas estudiadas en la región, presenta una estrategia conservativa de N con valores de mineralización bajos, que reduciría tanto los riesgos de pérdidas de este elemento como la posible contaminación

de las aguas de la cuenca. Los bosques con especies con estrategia conservativa respecto al nitrógeno son más resistentes a las pérdidas de este elemento, pero son menos resilientes ante disturbios de mayores (Vitousek et al 1982), lo cual debería ser tenido en cuenta al establecer la intensidad de la intervención.

La distribución del agua en el perfil del suelo con posterioridad a las intervenciones se modificó en función del tipo de suelo y del área basal remanente. La dinámica del agua parece ser decisiva para explicar la de la regeneración de estos bosques. En sitios con alta capacidad de almacenar agua, la apertura del dosel arbóreo y una menor densidad de árboles remanentes, condiciona, en gran medida, la magnitud relativa de los componentes del balance hídrico, permitiendo un mayor nivel de regeneración. En consecuencia, para un manejo que tienda a la sustentabilidad del bosque, se debe considerar tanto el tipo de intervención como el tipo de suelo. Ambos pueden determinar el nivel de agua almacenado a distintas profundidades durante la época crítica para la producción de semillas y el crecimiento de plántulas. Además, en suelos que posean baja disponibilidad de agua, textura más gruesa y menor fertilidad química (altas relaciones C/N y baja CIC), es donde más debería evitarse la pérdida de materia orgánica. Esto permitiría la conservación de la fertilidad del suelo, la reducción de las pérdidas de C orgánico y sus posibles efectos sobre el cambio climático

global y crearía las mejores condiciones para la regeneración.

El modo regenerativo de *A. chilensis* corresponde al de fase de claros a escala fina. El nicho regenerativo se asocia i) en verano a un dosel arbóreo intermedio o a pequeños claros o bordes de claros, con baja abundancia de hojarasca de esta especie y alta cobertura de herbáceas y de musgos y ii) en invierno a alta cobertura de arbustos.

Los micrositios más apropiados para la sobrevivencia de plántulas al verano son aquellos con dosel arbóreo intermedio o pequeños claros, suelo cubierto por musgos y/u hojarasca de latifoliadas y alta cobertura herbácea. La sobrevivencia al invierno esta asociada a micrositios con cobertura arbustiva.

Los manejos forestales extractivos de tipo moderado en bosques puros y densos de *A. chilensis* producen cambios, a nivel de micrositio con consecuentes efectos sobre la regeneración. Mientras la apertura del dosel arbóreo y el aumento en la cobertura del sotobosque favorecerían la regeneración, la reducción en la cobertura de musgos y el mantenimiento de la cobertura de hojarasca actuaría negativamente.

Las intervenciones provocaron una prolongación y/o retraso del período de germinación y mayor variabilidad en el tamaño de las plántulas, permitiendo a parte de la población explorar recursos desfasados en el tiempo o

escapar a procesos que afectan la sobrevivencia, como por ejemplo la depredación. Probablemente esta respuesta esté parcialmente explicada por la mayor heterogeneidad ambiental producida por la intervención.

De los resultados obtenidos se concluye que, si bien dentro del rango estudiado, el manejo afecta las primeras etapas de la regeneración temprana, este efecto no se manifiesta en las últimas etapas (plántulas con hojas diferenciadas), mostrando que un indicador relevante de la sustentabilidad de los bosques, como es la regeneración, no se ve condicionada por las intervenciones, al menos en el rango de intensidades estudiadas. Se hace necesario profundizar estudios que permitan dilucidar los procesos que condicionan la sobrevivencia de las plántulas mayores de un año.

Los renovales de *A. chilensis* se asociaron principalmente a la cobertura del sotobosque alto (arbustiva). Las variables ambientales consideradas no explicaron el tamaño de los mismos.

El efecto de las intervenciones sobre la abundancia de renovales dependió del tipo de tratamiento. Solo las intervenciones que incluyeron remoción del sotobosque redujeron la abundancia de renovales y aumentaron la importancia relativa de los de menor tamaño. La reducción se atribuye, principalmente, al efecto directo de la remoción.

No se registraron efectos importantes sobre el crecimiento entre distintos tipos de intervenciones. Se sugiere abordar estudios, a nivel de micrositio, de

remoción experimental del sotobosque alto (arbustos) y del dosel arbóreo a fin de conocer la respuesta del crecimiento en función de la edad y el tamaño de los renovales.

Algunas prácticas forestales tienden a la eliminación del sotobosque para limitar la cantidad de combustible y reducir el riesgo de incendios. Estas prácticas podrían tener efectos negativos sobre la regeneración, al reducir el efecto protector sobre las plántulas (especialmente en los primeros inviernos con posterioridad a la intervención), disminuir la cobertura de musgos y eliminar los renovales menos conspicuos. Los planes de manejo forestal de esta especie deberían considerar, además de la optimización del crecimiento y la prevención de incendios, la conservación de estructuras claves para el mantenimiento de la comunidad.

El efecto de las intervenciones forestales sobre el sotobosque de *A. chilensis* dependió, principalmente, del tipo de intervención. La remoción del sotobosque provocó los principales cambios en la luminosidad, fisonomía y composición del mismo. Por un lado, el sotobosque de las parcelas raleadas mantuvo las especies propias del sitio y reflejó la fisonomía y composición específica del sotobosque precedente, concordando con lo postulado por la teoría de la "composición florística inicial" (Egler 1954; Borman & Likens 1979). Por otro lado, en las

intervenciones con remoción del sotobosque y poda se registraron las mayores modificaciones:

- i)** ingresaron especies propias de ambientes próximos más abiertos, principalmente del estrato herbáceo y también algunos arbustos bajos, y
- ii)** aumentaron la cobertura y la diversidad de especies, acompañadas por una reducción en importancia de las especies dominantes y un aumento de las codominantes.

La remoción del sotobosque, que afecta directamente a renovales, arbustos y subarbustos, no implicó eliminación total del mismo, principalmente debido a:

- i)** la capacidad de rebrote de la mayoría de las especies dominantes (salvo *A. chilensis*),
- ii)** bajas alteración de la cobertura del suelo y de la cobertura de hojarasca, que implicaría un bajo impacto sobre el banco de semillas, asociado marcadamente a la hojarasca en este tipo de bosques (Raffaele & Gobbi 1996).

Si a los objetivos tradicionales de manejo se suma la conservación de la diversidad y, considerando que la composición florística de los sitios adyacentes al bosque condiciona la respuesta del sotobosque a las intervenciones, los planes de manejo deberían considerar

diferentes niveles jerárquicos, incluyendo tanto el rodal como el mosaico del paisaje en que se encuentra el mismo.

Las especies exóticas, aún cuando aumentaron en cobertura y riqueza, no representaron una importante modificación ni para la fisonomía ni para la composición de especies. El mayor ingreso de especies exóticas estuvo asociado con raleo, poda y remoción del sotobosque en el extremo más seco del gradiente.

Las intervenciones extractivas provocaron menos alteraciones que las generadas por la presencia de grandes herbívoros exóticos y los incendios (Veblen et al. 1992; Veblen et al 1995; Kitzberger 1995; Relva & Veblen 1998). La remoción del sotobosque es un disturbio con menor frecuencia y menor selectividad que la herbivoría, y aumenta la disponibilidad de recursos para la vegetación remanente, especialmente luz y agua. Por otro lado, las intervenciones forestales moderadas constituyen un disturbio de menor intensidad que el fuego, que modifica con mayor fuerza distintos componentes del sistema (remoción de la vegetación, exposición total del suelo mineral, modificaciones intensas en el ciclo de nutrientes y del agua, etc.).

En síntesis, el sotobosque de *A. chilensis* presenta mecanismos de recuperación con posterioridad a las intervenciones forestales extractivas moderadas, que se asemejan a pequeños claros. Sin embargo, la remoción del sotobosque resulta una práctica no recomendada, si lo que

se espera es mantener la composición, la fisonomía y el efecto protector sobre la regeneración.

Los bosques templados son sistemas complejos capaces de entregar a la sociedad una gama de servicios mucho más amplia que la sola producción de madera (Fuentes Quezada 1994). Los conceptos modernos del manejo sustentable de los bosques consideran, además del mantenimiento de la capacidad productiva de los mismos, la conservación de la biodiversidad, la circulación de nutrientes y otros procesos esenciales para el mantenimiento del sistema. Para ello los planes de manejo deben tener en cuenta, además de los aspectos forestales tradicionales como la cantidad y calidad de árboles maderables, la prevención de incendios y el control de plagas, otros aspectos que condicionan la regeneración, la heterogeneidad ambiental, las propiedades del suelo y la matriz del paisaje en que se inserta el rodal. El presente trabajo muestra que para los bosques de *A. chilensis* estos factores son determinantes tanto de la regeneración como de la conservación de la fertilidad del suelo y de la biodiversidad.

BIBLIOGRAFIA

- Bormann, F.H. & G.E. Likens. 1979. Pattern and Process in a Forested Ecosystem. Springer, New York. 253 pp.
- Egler, F.E. 1954. Vegetation science concepts. 1. Initial floristic composition - a factor in old field vegetation development. *Vegetatio* 4:412-417.
- Faggi, A.M. & M. Cagnoni. 1996. Comparación florística de bosques mixtos de coihue y ciprés afectados por incendios en el noroeste de Chubut, Argentina. *Multequina* 5:13-23.
- Fuentes Quezada, E. 1994. Qué futuro tienen nuestros bosques? Hacia la gestión sustentable del paisaje del centro y sur de Chile. Ediciones Universidad Católica de Chile, Santiago de Chile. 290 pp.
- Gobbi, M. 1994. Regeneración de la vegetación en incendios recientes de bosques de "ciprés de la cordillera" (*Austrocedrus chilensis*) en el área del Parque Nacional Nahuel Huapi. *Medio Ambiente* 12:9-15.
- Kitzberger, T. 1995. Fire regime variation along a northern patagonian forest steppe gradient: stand and landscape response. PhD thesis, University of Colorado, Boulder.
- Raffaele, E. & M. Gobbi. 1996. Seed bank composition in *Austrocedrus chilensis* forest in Patagonia, Argentina. *Int. Journal of Ecology and Environmental Sciences* 22:59-72.
- Relva, M.A. & T.T. Veblen. 1998. Impacts of introduced large herbivores on *Austrocedrus chilensis* forests in northern Patagonia, Argentina. *Forest Ecology and Management* 108:27-40.

- Veblen, T.T., Burns, B., Kitzberger, T., Lara, A. & R. Villalba. 1995. The Ecology of the conifers of Southern South America. In Enright, N. J. & R. Hill. Ecology of the Southern Conifers. Melbourne Univ. Press., Victoria. pp. 120-155.
- Veblen, T.T.; Mermoz, M.; Martín, C. & T. Kitzberger. 1992. Ecological impacts of introduced animals in Nahuel Huapi National Park, Argentina. Conservation Biology 6: 71-83.
- Vitousek, P.M., Gosz, J.R., Grier, C.C., Melillo, J.M., Reiners, W.A., 1982. A comparative analysis of potential nitrification and nitrate mobility in forest ecosystems. Ecological Monographs 52, 155-177.

Lista de Tablas

Tabla I.1: Caracterización de los sitios y tratamientos estudiados (C: parcela control; I: parcela intervenida; R: raleo; P: poda; S: remoción del sotobosque). Estado post-raleo de Los Cipreses (Stecher 1991), del Rodal 72 y Rodal 11 (Schmaltz & Gonda 1991) y de El Guadal (Bava et al. 1993).

Tabla I.2: Lista de especies inventariadas en este estudio, forma de vida (P: perenne, An: anual, B: bianual), hábito (AR: arbóreo, A: arbustivo, At: arbustivo trepador, SA: subarbustivo, H: herbácea, E: enredadera) y origen (N: nativa, X: exótica). Asignaciones a las distintas categorías tomadas de Zuloaga et al. (1994, 1996, 1999)

Tabla II.1: Distribución de raíces, suelo mineral expuesto, hojarasca y características físicas de los suelos de las parcelas control e intervenidas.

Tabla II.2: Características químicas y físico-químicas de los suelos de las parcelas control e intervenidas a diferentes profundidades

Tabla II.3: Comparación de concentraciones de nitratos, amonio y capacidad potencial de mineralización de N (pNmin) a 16 semanas de incubación en suelos de diferentes comunidades de los bosques Andino-Patagónicos. Bosque (B); Matorral (M).

Tabla III.1: Variables y modalidades usadas en el ACM correspondiente al análisis de condiciones de micrositio asociadas a la abundancia de plántulas de *A. chilensis*.

Tabla III.2: Variables y modalidades usadas en el ACM correspondiente al análisis de condiciones de micrositio asociadas a la sobrevivencia de plántulas de *A. chilensis*.

Tabla IV.1: Parámetros y R² de las regresiones exponenciales entre DAB-edad y altura-edad.

Tabla V.1: Escala de Domin-Krajina levemente modificada.

Tabla V.2: Cobertura por especie para todas las parcelas de estudio. Los resultados se expresan en la escala de

Domin-Krajina (ver Tabla V.1 para referencias).

Tabla V.3: Diversidad (H' : Índice de Shannon y Weaver) y riqueza y de especies en las parcelas de estudio. Porcentajes de similitud de Sørensen (PSS) y Czekanowski (PSC) entre parcelas intervenidas y sus respectivos controles.

Tabla V.4: Comparación de diagramas de rango-abundancia entre los tratamientos y sus respectivos controles. (KS: Test de Kolmogorov-Smirnov, P: nivel de significancia).

Tabla V.5: Especies exclusivas de parcelas controles o intervenidas. (N: especie nativa; X: especie exótica; n.d.: no determinada).

Tabla V.6: Coeficientes de correlación de Spearman y nivel de significancia (entre paréntesis) para riqueza y cobertura, total del sotobosque y de las especies autóctonas y cobertura y riqueza relativa de las exóticas.

Lista de Figuras

Figura 1: Bosque puro y denso de *Austrocedrus chilensis*.

Figura 2: Extracciones de madera de *A. chilensis* (negro), otras especies nativa (líneas) y exóticas (blanco) para las provincias de Río Negro y Chubut en el período 1987-1998. Datos suministrados por Servicio Forestal Andino de la Provincia de Río Negro y Dirección General de Bosques y Parques de la Provincia de Chubut.

Figura I.1: Mapa de la región indicando los sitios de muestreo. (Modificado de Dezzotti & Sancholuz 1991).

Figura I.2: Distribución de frecuencias diamétricas en las parcelas control de los sitios Los Cipreses (tomado de Stecher, 1991), del Rodal 72 y Rodal 11 (tomado de Schmaltz & Gonda 1991) y de El Guadal (tomado de Bava et al., 1993).

Figura II.1: Fósforo extraíble en incubaciones de laboratorio de muestras de suelos correspondientes a las parcelas control de los tres sitios en estudio. Los Cipreses (v); Rodal 72 (σ); El Guadal (v).

Figura II.2: a) Mineralización potencial de N (pNmin) y b) concentración de nitratos (marcas llenas) y de amonio (marcas vacías) en incubaciones de laboratorio de suelos provenientes de las parcelas control de Los Cipreses, Rodal 72 y El Guadal.

Figura II.3: Humedad del suelo en las parcelas control e intervenidas de los tres sitios de estudio.

Figura II.4: Ordenación de las muestras de suelo (ACP) según la procedencia (ν : Los Cipreses; λ : Rodal 72 y σ : El Guadal; Tabla II.2), el tipo de intervención (figuras llenas: control; figuras vacías: intervenidas) y la profundidad del suelo (1: 0-10; 2: 20-30 y 3: > 70 cm) y las variables consideradas en el estudio (características químicas, físicas y físico-químicas).

Figura III.1: Plántulas de *A. chilensis* asignadas a las clases de tamaño 0, 1 y 2.

Figura III.2: Plántula de *A. chilensis* marcada.

Figura III.3: Sustratos sobre los que se desarrollaron plántulas de *A. chilensis* (E: suelo mineral expuesto; Mus: musgos; La: hojarasca de latifoliadas y Ach: hojarasca de *A. chilensis*).

Figura III.4: Modelo de diagrama de caja. Referencias en el texto.

Figura III.5: Abundancia de plántulas de las clases 0, 1 y 2 en distintas condiciones microambientales. Siglas en la Tabla III.1.

Figura III.6: Análisis de Correspondencia Múltiple (ACM) considerando las condiciones de micrositio de las plántulas de *A. chilensis*. Los códigos de las variables y modalidades figuran en la Tabla III.1. Los códigos resaltados corresponden a las modalidades más contributivas a los ejes factoriales. Las modalidades suplementarias están enmarcadas.

Figura III.7: Supervivencia de plántulas de *A. chilensis* en cada mes según su mes de nacimiento. (LC: Los Cipreses; R72: Rodal 72; R11: Rodal 11; EG: El Guadal; C: Parcela control; R: Parcela raleada. Más referencias en Tabla I.1).

Figura III.8: Análisis de Correspondencia Múltiple (ACM) de la sobrevivencia al verano. Las referencias se citan en la Tabla III.2. Los códigos resaltados corresponden a las modalidades más contributivas a los ejes factoriales. Las modalidades suplementarias están enmarcadas.

Figura III.9: Abundancia relativa de plántulas de *A. chilensis* que sobrevivieron al verano bajo distintas condiciones de micrositio.

Figura III.10: Análisis de Correspondencia Múltiple (ACM) de la sobrevivencia al invierno. Las referencias se citan en la Tabla III.2. Los códigos resaltados corresponden a las modalidades más contributivas a los ejes factoriales. Las modalidades suplementarias están enmarcadas.

Figura III.11: Cobertura de la vegetación y de la superficie del suelo en parcelas control e intervenidas de cada sitio de estudio. (ver referencias en Tabla I.1). Barras en gris corresponden a las parcelas control.

Figura III.12: Proporción de plántulas secas, comidas y vivas en las parcelas control (C) e intervenidas (I) en verano, invierno y al final del primer año.

Figura III.13: Diagramas de caja de la abundancia de plántulas clase 0 para los sitios con baja regeneración (a) y con alta regeneración (b).

Figura III.14: Diagramas de cajas ilustrando el número de verticilos en plántulas de un año.

Figura III.15: Humedad del suelo (%) en profundidad (> 70 cm) (líneas) y densidad de plántulas de la clase 0 para cada sitio y tratamiento (barras). Detalles de registros de humedad en Cap. II.

Figura IV.1: Diagrama de ordenación del ACP basado en condiciones de micrositio y a) abundancia de renovales y b) tamaño de los renovales para las parcelas sin intervención (controles). Los puntos representan subparcelas (gráfico a) y renovales (gráfico b). S.= sotobosque.

Figura V.2: Renoval de *A. chilensis* creciendo bajo arbustos (sotobosque alto).

Figura IV.3: Diagramas de caja ilustrando la distribución de la densidad en las parcelas de estudio. El rectángulo

incluye el 50 % de los datos ubicados en el centro de la distribución. La línea horizontal gruesa indica la mediana. Las líneas verticales representan las observaciones comprendidas entre 0 y 1,5 veces el rango intercuartílico. Los valores atípicos se señalan con círculos y los atípicos extremos con asteriscos.

Figura IV.4: Abundancia de renovales (N°/m²) en distintas condiciones de cobertura del sotobosque alto (a) y del dosel arbóreo (b). Parcelas control (rayas), intervenidas sin remoción del sotobosque (puntos) e intervenidas con remoción del sotobosque (liso).

Figura IV.5: Relaciones entre DAB y edad (a) y altura y edad (b) para renovales de *A. chilensis*. Parcelas control (negro); Parcelas raleadas (rojo); parcelas raleadas y con remoción del sotobosque (verde). Los parámetros de las ecuaciones se muestran en la tabla IV.1.

AGRADECIMIENTOS

Fueron muchas las personas e instituciones que, en distintos etapas y de distintas formas, posibilitaron la realización de esta tesis. Con el riesgo de olvidarme de algunos, quiero expresar mi agradecimiento:

- φ a mi Director, Tomas Schlichter, porque me dio la oportunidad de realizar mi formación de postgrado en ecología de bosques, por darme mucha libertad para trabajar, respetar mis tiempos y por las valiosas discusiones,
- φ a María Julia Mazzarino, por su colaboración en el tema de fertilidad de suelos, por todo lo que me enseñó, destrabó y estimuló todas las veces que lo necesité,
- φ a mis amigos, que compartieron distintos momentos y ayudaron desde lugares diferentes: Abel A., Pedro T., Patricio M., Patricia G., Pablo R., Susi S., Estela R., Susana P., Juan Carlos Q., Sonia F., Gabriela B., Laura L, Andrea R., Adriana R., Nora B., Haydee A. y Gabriela C.
- φ a mis compañeras del grupo de Suelos del CRUB, Lucy R., Francis L., Gabriela B., Susana M., Patricia S., Victoria A. y Nancy, porque me enseñaron mucho, me apoyaron, y pusieron tanta “buena onda”,
- φ a Eugenia y a Marisa por ayudarme de otra forma,
- φ a José Bava, que me estimuló a iniciar este estudio, facilitó el ingreso al “ámbito forestal” y la selección de sitios,
- φ a todos los que suministraron información sobre extracciones forestales en la región o acompañaron durante los muestreos, Ernesto Andenmathen, Gabriel Loguercio, Cristian Jimenez, Marcelo Rey, Carlos Biaux, Javier del Bass, Facundo Alonso, Sr. Cumillanca y muchos otros,
- φ a Nora Bacalá, Priscila Willems y Estela Raffaele, que me orientaron en los análisis estadísticos,
- φ a Cecilia Brion, Cecilia Ezcurra, Javier Puntieri y Jorge Chiapella, que ayudaron con las determinaciones y suministraron tanta información botánica,
- φ a María Luisa Lanciotti y Carlos Lopez por sus aportes al tema de suelos,
- φ a Thomas Veblen, Estela Raffaele, Javier Puntieri, Marcelo Aizen, Emilia Gutierrez, Luis Sancholuz y varios evaluadores anónimos que corrigieron parcialmente esta tesis,
- φ a las siguientes instituciones, y en especial a su gente, que puso ayuda profesional y calidez humana: departamento de Silvicultura del CIEFAP, Dirección de Bosques de El Bolsón, Estación Forestal San Martín, Laboratorio de

Suelos de INTA y Dirección General de Bosques y Parques del Chubut (Esquel), a la Universidad Nacional del Comahue, porque me formó y porque subsidió esta tesis.

y muy especialmente a mi familia

φ a mis padres, Kuky y Mario, por darme la oportunidad de estudiar, y a mi Nono Ernesto porque supo sembrar las ganas de conocer,

φ a Marcelo (Amariyo), porque me acompañó en todas las etapas de esta tesis, resolvió las cuestiones logísticas y me cuidó muchísimo,

φ a Maximiliano y Rodrigo, porque compartieron a su mamá con la tesis y ayudaron en los muestreos.