



UNIVERSIDAD CATOLICA DE TEMUCO
FACULTAD DE CIENCIAS

**EVALUACION DEL EFECTO ECOLOGICO DEL FUEGO SOBRE
LA VEGETACION ARBOREA DEL CERRO ADENCUL, IX
REGION, CHILE. LINEAMIENTOS PARA SU RESTAURACION
ECOLOGICA.**

Por

Carla Beatriz Puccio Ríos

Trabajo de Título presentado a la
Facultad de Ciencias de la Universidad Católica de Temuco
Para optar al Grado de Licenciado en Recursos Naturales

- Temuco, 2004-

UNIVERSIDAD CATOLICA DE TEMUCO
FACULTAD DE CIENCIAS

COMISION EXAMEN DE GRADO

Esta Tesis ha sido realizada en la Escuela de Ciencias Ambientales

Presidente Comisión

Oswaldo Rubilar Alarcón
Decano Facultad de Ciencias

Profesor Patrocinante

Marcos González Arratia
Profesor de Cs. Naturales y Biología

Profesor Informante

Enrique Hauenstein Barra
Master en Ecología

Profesor Informante

Basilio Guíñez Lillo
Profesor de Estado Mc. agricultura
Postitulado en Educación Ambiental

Secretaria Académica
Escuela Cs. Ambientales

Teresa Rueda Leighton
Biólogo Marino

Coordinador de Tesis

Mario Ramírez Espinosa
Master en Física

Temuco, Junio de 2004

*... Rozo con fuego el alto nivel de los mañíos, el baluarte del roble, de la
ciudad del raulí, la rumorosa colmena de los ulmos...
...asesinada fue la tierra mía, quemada fue la copa originaria...
...Vamos a contener la muerte...
...raíces, copas verdes, otra vez las iglesias del follaje...*

Oda a la erosión de la Provincia de Malleco (Pablo Neruda)

AGRADECIMIENTOS

A mis padres y hermanas, por el amor, paciencia y comprensión que siempre me han dado y por inculcarme los valores que me han hecho luchar cada día por ser una mejor persona.

A don Marcos González, por darme la oportunidad de trabajar bajo su patrocinio, por su infinita paciencia, por el apoyo, la orientación y las sugerencias que me ayudaron a concluir este trabajo.

Al grupo Adencul:... "todas para una y una para todas"... Lorena Ojeda, Sofía Rodríguez y Cristina Vallejos, y a nuestros ayudantes José Jiménez y Juan Rodríguez, por el excelente trabajo en equipo realizado en terreno, que finalmente dio buenos frutos.

A Jorge Quintana, mi mejor amigo, por la hermosa amistad que hemos construido y que ha sido mi fuente de fortaleza en los momentos malos, sin tu apoyo todo hubiese sido más difícil, gracias por estar siempre.

A Gabriela Briceño y Karina Jara... "amiguis"... gracias por el cariño, la preocupación constante y su ayuda incondicional.

A don Enrique Hauenstein y don Basilio Guiñez, por su participación como profesores informantes, por el tiempo y excelente disposición entregados a atender mis consultas.

A don Juan José Orellana, por el invaluable y desinteresado aporte al procesamiento de mis datos.

A todos aquellos profesores y funcionarios de la Universidad Católica de Temuco que de algún u otro modo contribuyeron, no sólo a mi formación como profesional, sino que también a mi crecimiento como persona... especialmente a Patricia Riquelme y a don Mario Vázquez por tenderme siempre una mano cuando necesité su ayuda.

INDICE	Página
INDICE DE CONTENIDOS	i
INDICE DE FIGURAS	iv
INDICE DE TABLAS	vii
INDICE DE ANEXOS	ix
RESUMEN	x
ABSTRACT	xi

INDICE DE CONTENIDOS

1	INTRODUCCIÓN	1
1.1	Bosques templados de Chile.	2
1.2	Incendios forestales	5
	1.2.1 Tipos de incendios forestales	7
	1.2.2 Efecto ecológico del fuego sobre el bosque	9
1.3	Restauración ecológica	15
1.4	Áreas Silvestres Protegidas Privadas en Chile	18
2	HIPOTESIS DE TRABAJO	23
3	OBJETIVOS	23
3.1	Objetivo general	23
3.2	Objetivos específicos	23
4	MATERIAL Y MÉTODO	24
4.1	Área de estudio	24

	Página
4.1.1 Ubicación geográfica	24
4.1.2 Descripción del área de estudio	25
4.2 Método	27
4.2.1 Composición fitosociológica	28
4.2.2 Estructura	28
4.2.3 Regeneración	29
4.2.4 Tabulación y análisis de los datos	30
4.2.4.1 Análisis de composición fitosociológica	30
4.2.4.2 Análisis de estructura	31
4.2.4.3 Análisis de regeneración	32
5 RESULTADOS	34
5.1 Caracterización del bosque original (sector no quemado)	34
5.1.1 Composición	34
5.1.2 Estructura	37
5.1.2.1 Estructura diamétrica	38
5.1.2.2 Estructura vertical	42
5.1.2.3 Perfil del transecto	45
5.2 Descripción del sector quemado	47
5.3 Análisis de regeneración	51
5.3.1 Origen de la regeneración	53
5.3.2 Tamaño de la regeneración	56
5.3.3 Sanidad de la regeneración	60

	Página
5.3.4 Análisis estadístico	63
6 DISCUSIÓN	67
6.1 Situación original	67
6.1.1 Composición y estructura	67
6.1.2 Regeneración en el sector control	70
6.2 Situación dos años después del incendio	75
6.2.1 Descripción del sector quemado	75
6.2.2 Regeneración después del incendio	78
6.3 Lineamientos para la restauración ecológica del bosque quemado	88
7 CONCLUSIONES	98
8 BIBLIOGRAFIA	102
9 ANEXOS	119

INDICE DE FIGURAS

Figura		Página
1	Tipos de incendios forestales	7
2	Representación esquemática del proceso de restauración	16
3	Localización del Cerro adencul en la IX Región	24
4	Imagen del sector no quemado (control)	35
5	Imagen del sector muestreado en el bosque original	36
6	Distribución de individuos por especie en el sector control	38
7	Distribución de individuos por clase diamétrica en el bosque original	39
8	Distribución diamétrica de <i>N. obliqua</i> (roble)	40
9	Distribución diamétrica de <i>A. punctatum</i> (olivillo)	40
10	Distribución diamétrica de <i>P. lingue</i> (lingue)	41
11	Distribución diamétrica de <i>C. alba</i> (peumo)	41
12	Distribución diamétrica de <i>P. boldus</i> (boldo)	41
13	Distribución diamétrica de <i>P. saligna</i> (mañío)	41
14	Distribución de individuos por clase de altura en el bosque original	43
15	Distribución de alturas para <i>N. obliqua</i> (roble)	44
16	Distribución de alturas para <i>A. punctatum</i> (olivillo)	44
17	Distribución de altura para <i>P. lingue</i> (lingue)	44
18	Distribución de alturas para <i>P. saligna</i> (mañío)	44
19	Distribución de alturas para <i>C. alba</i> (peumo)	45
20	Distribución de alturas para <i>P. boldus</i> (boldo)	45

Figura		Página
21	Perspectiva (a), Perfil vertical (b) y proyección de copas (c) del bosque original	46
22	Imagen del sector afectado por incendio	48
23	Número de ind. / ha, con DAP > 10, registrados por especie para cada sector	49
24	Ejemplares de <i>Chusquea quila</i> al interior del bosque quemado	50
25	Ejemplares de <i>Rubus ulmifolius</i> en el borde del bosque quemado	50
26	Banco de semillas de <i>Nothofagus obliqua</i> en el sector quemado	51
27	Porcentaje de individuos por especie, registrados en el sector control	52
28	Porcentaje de individuos por especie, registrados en el sector quemado	52
29	Porcentaje de individuos de todas las especies registrados para cada sector según su origen	54
30	Porcentaje de individuos registrados en el sector no quemado, según su origen y especie	55
31	Porcentaje de individuos registrados en el sector quemado, según su origen y especie	55

Figura		Página
32	Porcentaje de individuos de todas las especies registrados para cada sector según su tamaño	57
33	Porcentaje de individuos registrados en el sector no quemado según su tamaño y especie	57
34	Porcentaje de individuos registrados en el sector quemado según su tamaño y especie	58
35	Porcentaje de individuos de todas las especies registrados para cada sector según el estado fitosanitario	60
36	Porcentaje de individuos registrados en el sector no quemado según su estado fitosanitario y especie	61
37	Porcentaje de individuos registrados en el sector quemado según su estado fitosanitario y especie	62
38	Modelo de restauración ecológica e interacción entre sus elementos	89
39	Modelo de decisión de corta en bosques naturales alterados	94
40	Localización de los transectos de muestreo	119
41	Prueba de flotación de semillas	120
42	Proceso de germinación	122
43	Poda de raíces	124
44	Esquema de crecimiento para <i>Nothofagus obliqua</i>	126

INDICE DE TABLAS

Tabla		Página
I	Tabla fitosociológica del dosel superior del bosque original	36
II	Tabla fitosociológica del segundo estrato arbóreo del bosque original	37
III	Frecuencia de individuos por clase diamétrica definida para el bosque original	42
IV	Frecuencia de individuos por clase de altura definida para el bosque original	45
V	Porcentaje de mortalidad por especie	49
VI	Número de ind. / ha registrados para cada especie presente en los sectores muestreados	53
VII	Total de individuos por tipo de origen y especie registrados para los dos sectores muestreados	56
VIII	Total de individuos por clase de tamaño y especie registrados para los dos sectores muestreados	59
IX	Total de individuos por estado fitosanitario y especie registrados para los dos sectores muestreados	62
X	Resultados de distribución binomial para el número de individuo	63
XI	Resultados de la Prueba Exacta de Fisher para el origen, tamaño y estado fitosanitario de la regeneración de ambos sectores	66

INDICE DE TABLAS

Tabla		Página
XII	Nutrientes necesarios para las plántulas de <i>Nothofagus obliqua</i>	122
XIII	Enemigos naturales de <i>Nothofagus obliqua</i> en vivero	123
XIV	Enemigos naturales de <i>Nothofagus obliqua</i> en plantación	126
XV	Listado de aves registradas en terreno	128

INDICE DE ANEXOS

Anexo		Página
I	Ubicación geográfica aproximada de los transectos de muestreo	119
II	Aspectos principales del documento "Técnicas de viveros y plantaciones para roble <i>Nothofagus obliqua</i> " (Donoso et al. 1992)	120
III	Aves registradas en terreno	128

RESUMEN

Los ecosistemas forestales son afectados por diversos factores que inciden en su degradación y deforestación, siendo los incendios forestales uno de los principales. El mal uso del fuego por el hombre provoca efectos que pueden llegar a alterar enormemente la composición, estructura y función del bosque.

Se estudió el efecto ecológico del fuego sobre la vegetación arbórea del Cerro Adencul a dos años de ocurrido el incendio. Para ello, se realizó un análisis comparativo de la abundancia, tamaño, origen y estado fitosanitario de la regeneración arbórea nativa, entre el sector alterado y el sector control, el que previamente fue caracterizado mediante un análisis de estructura y composición. Los resultados indican que el fuego arrasó con un renoval del tipo forestal roble-raulí-coigüe, en cuyo reemplazo se ha formado un matorral de la especie pionera *Aristotelia chilensis*. Este matorral facilita el establecimiento de especies tolerantes al ejercer un efecto nodriza sobre ellas, pero al mismo tiempo impide el establecimiento de regeneración de la especie dominante *Nothofagus obliqua*. El largo tiempo que podría llegar a tomarle a este ecosistema recuperarse en forma natural, sugiere que sólo a través de la aplicación de técnicas de restauración ecológica se podría llegar a recuperar la estructura, composición y función de este bosque.

Palabras clave: Incendio forestal, regeneración, especie pionera, restauración ecológica.

ABSTRACT

Forest ecosystems are affected by diverse factors which influence their degradation and deforestation, being the forest fires one of the most important. The misuse of fire by men causes some effects which can greatly alter the composition, structure and function of the forest.

The ecological effect of fire on the tree-like vegetation at Cerro Adencul was studied, two years after the forest fire occurred. To achieve that, a comparative analysis was carried out, considering abundance, size, origin and phytosanitary state of the regeneration between the altered site and the control site, which was previously characterized by means of a structure and composition analysis. The results shows that the fire devastated a renewal of the forest type roble-raulí-coigüe where, as a replacement, a bushed area of the pioneer species *Aristotelia chilensis* it has been formed. This thicket facilitate the establishment of shade tolerant species since it exert a nursing effect on them, but at the same time, it impedes the establishment of the dominant species regeneration (*Nothofagus obliqua*). The long time that could take this ecosystem to recover itself in a natural way, suggests that only through the application of ecological restoration techniques it could be feasible to restore the structure, composition and functions of this forest.

Key words: Forest fire, regeneration, pioneer species, ecological restoration.

1. INTRODUCCION

Existe plena conciencia en nuestros días que el explosivo crecimiento de las poblaciones humanas observado en los últimos decenios y sus efectos locales, regionales y globales, derivados del uso excesivo de los recursos naturales, está provocando graves deterioros ambientales (Ojeda 1998).

La deforestación está reconocida como uno de los problemas ambientales más graves a nivel mundial y nacional (Muñoz & Möller 1999, Ramírez 1982). Se señala que antes de la revolución industrial casi el 50% de la superficie terrestre estaba cubierta por bosques y ya en 1955 esta superficie se había reducido a la mitad. En 1980 la superficie de los bosques del mundo se estimaba en 2.500 millones de hectáreas, es decir, una quinta parte de la superficie terrestre, y para el año 2000 se cuenta con una disminución de otros 500 millones de ha más (Chandler et al. 1991).

En Chile, la destrucción y deterioro de los bosques nativos son percibidos como uno de los principales problemas de conservación del país, se ha estimado que anualmente se destruyen o deterioran sobre 120.000 ha de bosque nativo. En contraste, sólo se manejan con técnicas adecuadas entre 2.700 a 5.000 ha (Ormazabal 1992).

1.1 Bosques templados de Chile

Los bosques templados son aquellos bosques que están fuera de las regiones tropicales y presentan bajas temperaturas invernales que pueden limitar su crecimiento.

Aunque estos bosques tienen una menor riqueza de especies que los bosques tropicales, poseen una gran importancia por su extensión, productividad, capacidad para almacenar carbono y singularidad de especies con un alto grado de endemismo (Verscheure et al. 2002).

Chile posee una parte muy importante de los bosques templados del mundo. Se estima que los bosques templados de Chile, representan cerca de un tercio de la superficie de los bosques templados poco alterados que quedan en el mundo (Bryant et al. 1997).

Los bosques templados de Chile se ubican principalmente entre los 35° y los 55° de latitud sur. Hacia el sur, se encuentran los bosques templados húmedos adaptados a un clima más frío y lluvioso. Estos bosques se encuentran principalmente en las regiones IX, X y hacia el sur a lo largo de la costa hasta la XI región (Donoso 1979). Bosques similares se encuentran sólo en Tasmania, Nueva Zelanda, y la costa noroeste de Norteamérica (Wilcox 1996).

A pesar que la biodiversidad de los bosques templados puede ser menor que la de los bosques tropicales, los bosques del sur de Chile se destacan respecto a los bosques del hemisferio norte. Explican esta situación la alta heterogeneidad de ambientes en los que se desarrollan, lo que es producido por fuertes variaciones altitudinales y latitudinales. Del mismo modo, perturbaciones ambientales tales como: vulcanismo, glaciaciones y deslizamientos de tierra, aumentaron la diversidad de ambientes, contribuyendo a elevar la riqueza biológica de ellos (Catalán & Ramos 1999).

Lo que destaca de los bosques templados del sur de Chile es su alto grado de endemismo. Por ejemplo, Arroyo & Cavieres (1997) muestran que en los bosques del país un 33% de los géneros de especies leñosas existentes y una familia (*Aextoxicaceae*), son endémicas a Chile. Se incluye en esta categoría coníferas como: ciprés (*Austrocedrus chilensis* (D. Don)), alerce (*Fitzroya cupresoides* (Mol.) Johnst.) y araucaria (*Araucaria araucana* (Mol.) K. Koch.), y angiospermas como: roble (*Nothofagus obliqua* (Mirbel) Oersted), lingue (*Persea lingue* Nees), canelo (*Drimys winteri* J.R. et G Forster), tepa (*Laureliopsis philippiana* (Looser) Schodde), destacándose más aun que la mayoría de los endemismos corresponden a géneros o familias con una sola especie en el mundo (Armesto et al. 1996). A esto hay que agregar que estos bosques también albergan especies endémicas de fauna entre las cuales cabe señalar 11 especies de mamíferos, 24 especies de anfibios, 5 de reptiles, 13 de aves y 13 de peces (Verscheure et al. 2002).

Axelrod et al. (1991), señalan que los bosques templados chilenos además poseen gran importancia ecológica y evolutiva. Por una parte están geográficamente aislados de otras formaciones boscosas tropicales o subtropicales y por otra presentan una relación histórica con los bosques de Tasmania y Nueva Zelanda. Estas relaciones florísticas entre distintas zonas geográficas datan desde el periodo terciario cuando el continente sudamericano estuvo conectado con Nueva Zelanda y Tasmania. El aislamiento geográfico ha limitado el intercambio florístico y faunístico entre los bosques chilenos y otros bosques, por lo que existe una marcada diferencia entre el bosque templado sudamericano y su equivalente en el hemisferio norte.

La relevancia de los bosques chilenos ha sido reconocida por importantes organizaciones de conservación a nivel mundial, tal es el caso del World Wildlife Fund (WWF), que los ha catalogado como una de las ecorregiones de bosques más prioritarias del hemisferio sur y Conservación Internacional (CI) y la Unión Mundial para la Naturaleza (UICN), que los ha identificado como uno de los 25 puntos de mayor importancia global para la conservación de la biodiversidad (Verscheure et al. 2002).

Arroyo & Cavieres (1997), estiman que la diversidad florística de los bosques templados chilenos es de 850 a 900 plantas vasculares. Con el fin de mantener la diversidad nativa, Noss (1998) propone que una gran parte de la región debe permanecer en estado virgen y el resto debe ser manejado para usos múltiples bajo prácticas de manejo que imiten fielmente los procesos naturales.

1.2 Incendios forestales

El fuego es un proceso rápido de oxidación que requiere un sustrato oxidable, oxígeno, y, con frecuencia, una fuente de ignición (Landsberg 1997). Cuando se produce un fuego que no es controlado por el hombre tiene lugar lo que se entiende por incendio. En el caso de que este fuego, no controlado, afecte a la vegetación que cubre los terrenos forestales, se origina un incendio forestal, que si encuentra las condiciones apropiadas para su expansión puede recorrer extensas superficies produciendo graves daños a la vegetación (Salas 1993).

Según Rodríguez (1996) cada año estos fenómenos afectan alrededor de 13 millones de hectáreas en los ecosistemas forestales de nuestro planeta, actuando sobre la vegetación, la fauna silvestre, el aire, el agua y las propiedades físicas, químicas y biológicas del suelo.

Una cifra alarmante es la entregada por la FAO (2003) que destaca, a modo de ilustrar el panorama mundial referente a los incendios forestales, que en el año 2002 se quemaron en todo el planeta aproximadamente 350 millones de hectáreas, lo que corresponde a una superficie similar a la de la India.

Según INE (2002), en la temporada 2001-2002 Chile sufrió la pérdida de 79.000 ha de bosques a causa de los incendios forestales, correspondiendo un 72,2% a bosque nativo y un 27,8% a plantaciones de especies exóticas. De esta cifra, 22.519 ha pertenecen a la Región de la Araucanía.

Diversas son las causas que pueden provocar un incendio forestal. Rodríguez (1996) las diferencia como: naturales, accidentales, negligencias, intencionales y desconocidas. Lo cierto es que en algunas regiones del mundo el fuego es normalmente provocado por rayos durante tormentas eléctricas que son frecuentes en los periodos cuando no hay lluvia. Sin embargo, hay otras regiones, como Chile, donde los incendios naturales periódicos no se conocen, porque las tormentas eléctricas, y por lo tanto los rayos, son muy excepcionales durante el verano. Por otra parte, si ocurren, los bosques del sur son demasiado húmedos, de tal modo que las probabilidades de incendio son muy remotas. Probablemente una causa de incendio natural han sido las erupciones volcánicas relativamente frecuentes, pero éstas no son periódicas y su carácter es muy localizado (Donoso 1979).

Es así como las estadísticas de agentes causales de incendios en Chile relacionan estrechamente estos siniestros con la presencia de la población humana, que con sus actividades y comportamiento negligente, ya sea involuntario o premeditado, crea condiciones propicias al fuego (Quintanilla 1983). De hecho, los registros indican que menos del 1% de los incendios corresponden a causas naturales. De la misma forma, las estadísticas muestran que la mayoría de los casos son incendios intencionales (28%), seguidos de aquellos incendios relacionados al transporte (29%) y el resto a causas no identificadas (CONAF 1998).

1.2.1 Tipos de incendios forestales

Comúnmente se pueden diferenciar tres tipos de incendios forestales según su ubicación en relación con la superficie del suelo y su forma de propagación: incendios subterráneos (llamados también profundizadores o de la tierra), incendios superficiales e incendios de copa o de corona (Donoso 1997, Spurr & Barnes 1982, Füller 1991, Rodríguez 1996, Salas 1993). (Figura 1).

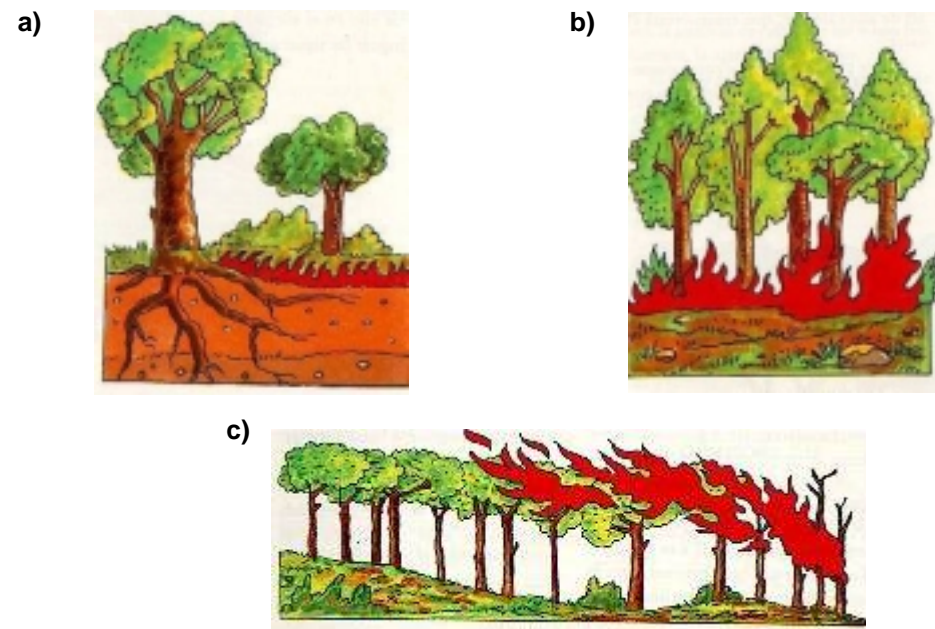


Figura 1: Tipos de incendios forestales. a) Incendio forestal subterráneo; b) Incendio forestal superficial; c) Incendio forestal de copas.
(Fuente: Salas 1993)

Los **incendios subterráneos** (Figura 1 a) son incendios sin llamas y que no producen humo o éste es muy escaso, por lo que son de difícil detección (Donoso 1997). Se propagan lentamente y producen altas temperaturas (Spurr & Barnes 1982), queman las raíces y el material orgánico en el suelo bajo la hojarasca superficial de acículas u hojas (Füller 1991). Pueden ser los incendios más destructivos ya que matan a todos los árboles y plantas que tienen sus raíces ancladas en la materia orgánica que se quema (Donoso op. cit.). Rodríguez (1996) señala que este tipo de incendio es más común en los ecosistemas boreales.

El **incendio forestal superficial** (Figura 1 b) es el más común. Se extiende sobre el piso forestal consumiendo el mantillo y el humus, matando las plantas herbáceas, arbustos y chamuscando característicamente las bases y las coronas de los árboles (Spurr & Barnes op. cit.), considerándose combustible superficial a todo aquel que se encuentre entre la superficie del suelo y 1,5 m de altura (Rodríguez op. cit.). En estos incendios las raíces también pueden ser dañadas, lo que depende del grado de humedad y del grosor de la litera. Estos incendios son comunes en bosques abiertos (Donoso op. cit.).

El tercer tipo de incendio forestal es el **incendio de corona o copa** (Figura 1 c). Son comunes en bosques densos donde las copas se topan entre si (Füller op. cit.). En estos incendios el fuego viaja de copa en copa y generalmente quema toda la vegetación sobre el suelo (Donoso op. cit.). Son los incendios de más rápida propagación y aunque no son los más comunes son muy peligrosos y

difíciles de controlar (Rodríguez 1996). Las coníferas son las más susceptibles a los incendios de corona, debido a la alta combustibilidad de su follaje y a la mayor probabilidad de su ocurrencia en localizaciones naturales que en las especies de hojas grandes (Spurr & Barnes 1982).

Los tres tipos de incendio pueden presentarse simultáneamente durante el mismo incendio o bien pueden producirse diferentes combinaciones de ellos, aunque la mayoría de los incendios son superficiales y, por lo menos, todos se inician de esta manera (Cartwright 1968).

1.2.2 Efecto ecológico del fuego sobre el bosque

Tanto los incendios naturales como los causados por el hombre tienen una gran trascendencia en todas las regiones con vegetación abundante del mundo (CEPE/FAO/OIT 1996). Los incendios arrasan con la madera, el hábitat de mucha fauna silvestre, contaminan el aire, contribuyen al cambio climático global, propician la erosión del suelo, afectan la belleza escénica y alteran el régimen hidrológico, entre muchos otros lamentables impactos ecológicos, económicos, sociales, políticos, y operativos; tanto inmediatos como en los plazos corto, mediano y largo; impactos directos o indirectos; tangibles o intangibles; y sobre diversos sectores sociales, ante los cuales tales impactos pueden manifestarse diferencialmente (Rodríguez op. cit.).

El impacto ecológico de un incendio es complejo y se da en diversas características del suelo, agua, aire, vegetación y fauna silvestre (Rodríguez 1996). El tipo de efecto va a depender de las características del sustrato (tipo de suelo, calidad y cantidad de materia orgánica, humedad del suelo, calor específico y conductividad térmica del suelo, entre otras), de la naturaleza y condición de los combustibles involucrados (herbáceo, leñoso, resinoso, humedad y compacticidad del combustible, etc.), del tipo de incendio en consideración (subterráneo, superficial o de copa), de la intensidad y duración del fuego, de su reiteración, de la intensidad y distribución de las precipitaciones post incendio (las que son causantes de erosión) y de sus consecuencias como embancamiento de puertos, ríos y alcantarillados (Wright & Bailey 1982, Chandler et al. 1991, Van Wagner 1983).

Los efectos causados por los incendios forestales a los ecosistemas forestales tienen diversas manifestaciones y no necesariamente son negativos, ya que el fuego en algunos casos también beneficia a los recursos forestales. Entre los efectos benéficos podemos mencionar que después del incendio se propicia el rebrote de pasto tierno que sirve para la alimentación del ganado y de la fauna silvestre; se facilita la germinación de las semillas de algunas especies de árboles; se elimina el combustible ligero (principalmente pastos, hojarasca y hierbas), evitando o disminuyendo la presencia de incendios de grandes magnitudes, entre otros (SERMARNAP 2000).

El efecto del incendio puede ser positivo o negativo para el ecosistema dependiendo, principalmente, de si éste es pirófilo o no. En estos últimos el fuego no está naturalmente integrado a la funcionalidad del ecosistema y su presencia conlleva, por lo general, efectos drásticos ya que la regeneración es deficiente a causa de la inadaptación histórica de sus componentes al fuego y a que su lenta recuperación facilita la instalación de elementos colonizadores no propios del sistema afectado. Por otro lado, en los ecosistemas pirófilos, el fuego es un componente de igual jerarquía que el clima, pudiendo distinguirse entre pirófilo activo y pasivo. Los primeros arden fácilmente pero regeneran rápidamente, en ellos la regeneración o la germinación es estimulada por el fuego y tanto plantas como animales están adaptados a su presencia más o menos regular. Los segundos, son sistemas que se caracterizan por resistir el paso del fuego con adaptaciones defensivas como el espesor de la corteza, la baja inflamabilidad del follaje, entre otras (Trabaud 1981).

En Chile no existen ecosistemas pirófilos, pudiéndose pensar, en el mejor de los casos, en la existencia de alguna categoría muy poco representada de pirófilo pasivo (Sáiz 1990). De este modo, nuestros bosques no están adaptados a incendios forestales periódicos, pero sí existe vegetación esclerófila similar a la vegetación de zonas mediterráneas de Norteamérica, Australia y Grecia. En estos tipos vegetacionales de Chile se producen hoy en día, incendios prácticamente todos los años, generalmente en la Cordillera de la Costa, estos incendios son de causal desconocida, no pudiendo ser atribuidos a

causas naturales, normalmente su causa son fuegos escapados producto de la actividad del carbón y del turismo (Donoso 1998).

Autores como Donoso (1997), Spurr & Barnes (1982) y Sáiz (1990), clasifican los efectos del fuego en el ecosistema como directos o Indirectos.

Los **efectos directos**, también llamados inmediatos, derivan de la propia combustión e implican disipación parcial o total de la biomasa vegetal y la muerte o lesión seria de los animales (Sáiz op. cit.). Según Donoso (op. cit.), además de la destrucción directa de los árboles, el fuego causa gran daño por interferencia con los procesos fisiológicos. Es así como, por ejemplo, en el caso de los incendios de copa se produce un efecto serio sobre el proceso de fotosíntesis al reducirse la superficie fotosintetizadora por muerte de las hojas. Los principales efectos del fuego sobre los árboles son: la muerte de los tejidos vegetales; daño a sus órganos, con alteraciones fisiológicas y deformaciones en el crecimiento del árbol y deterioro en las propiedades físicas de la madera que provocan problemas biológicos y sanitarios (Spurr & Barnes op. cit., Donoso op. cit.).

Los **efectos indirectos** o mediatos, no son apreciables generalmente en primera instancia. La mayor parte de ellos se refieren a alteraciones que se producen en el medio ambiente, de preferencia en el suelo, además de los cambios vegetacionales asociados a los incendios forestales los que dependen mucho de la vegetación que poseía el sector afectado antes del incendio

(Donoso 1997). De este modo, si los bosques quemados estaban constituidos por especies que rebrotan fácilmente de los tocones, la repoblación se produce rápidamente y estas especies adquieren una ventaja inicial sobre aquellas que utilizan otros medios de diseminación como por ejemplo el viento, éste es el caso de los renovales de roble- raulí de nuestro país. En cambio cuando las áreas quemadas, corresponden a sectores en los cuales las especies que lo conformaban no poseían regeneración vegetativa abundante, la vegetación que sucederá a la anterior en el área estará formada por especies de semillas livianas, que han sido capaces de llegar hasta estos sectores, también hay que tener en cuenta que al ser eliminada la mayor parte del follaje, la luz del sol es capaz de llegar hasta el suelo, proceso que estimula la germinación de cierto tipo de semillas y potencia el desarrollo de las especies intolerantes que tomaran posesión del lugar (Donoso op. cit.).

Rodríguez (1996), define los efectos más importantes del fuego sobre el suelo como el deterioro de las propiedades físicas del suelo; alteración del ciclo hidrológico; cambio de las propiedades químicas del suelo con pérdida frecuente de los nutrientes; pérdida de las propiedades biológicas del suelo; destrucción del estrato de material orgánico (hojarasca o litter) no incorporado al suelo mineral.

Por último, cabe señalar que el grado de alteración de un ecosistema puede ser evaluado a través del impacto que el evento catastrófico produce sobre las condiciones ecológicas del sitio. De esta manera, algunos autores como

Vázquez et al. (1999), Jiménez et al. (2002) y Sol (1999) definen tres grados de alteración:

Nivel I o fase incipiente: cuando el estado de alteración se encuentra en sus primeras fase; la presión sobre los recursos del ecosistema es de baja magnitud, es decir, el ecosistema puede por si solo recuperar las condiciones de estabilidad entre sus componentes.

Nivel II: cuando el sitio se encuentra desequilibrado de manera significativa pero aún existen elementos del ecosistema inicial y que se pueden tomar de referencia para intuir cuales fueron los componentes iniciales del sistema. En este caso es necesaria la intervención del hombre para que el ecosistema recobre su estabilidad.

Nivel III: es el menos deseable y el más destructivo puesto que áreas que estuvieron cubiertas con vegetación primaria, en un periodo muy corto de tiempo han perdido sus elementos y su estabilidad. Cuando se manifiesta este nivel de alteración se considera muy crítico porque el ecosistema difícilmente recupera las condiciones propias del lugar.

1.3 Restauración ecológica

La problemática ambiental del mundo es el resultado de la explotación y el manejo inadecuado de los recursos naturales. Ante tal crisis en el ámbito mundial, surge la necesidad de tomar medidas efectivas que eviten la desaparición de los ecosistemas, que promuevan su conservación, su recuperación parcial o total y su posible uso sostenido (Martínez 2000).

La restauración ecológica cae dentro del ámbito de la conservación, como doctrina de gestión de los recursos naturales. Se ha implantado como una práctica de conservación, y hoy se acepta que la conservación de la biodiversidad se puede hacer en muchos sitios, no sólo en las áreas naturales, como era el enfoque tradicional.

Existen varias definiciones de restauración ecológica, algunas como la de la Sociedad para la Restauración Ecológica (SER), efectuada en 1996, la que dice que: "Restauración ecológica es el proceso de renovación y mantenimiento de la salud del ecosistema". Así la meta del proceso de restauración es devolver la estructura, función, diversidad y dinámica del ecosistema especificado (Higgs 1997).

La definición más usada de restauración, utilizada en el reporte de U.S. National Research Council (1992), es: "El retorno de un ecosistema a una aproximación

cercana de su condición anterior a una perturbación". En la restauración el daño es reparado y tanto la estructura como las funciones son recreadas (MacMahon & Jordan 1994) (Figura 2).

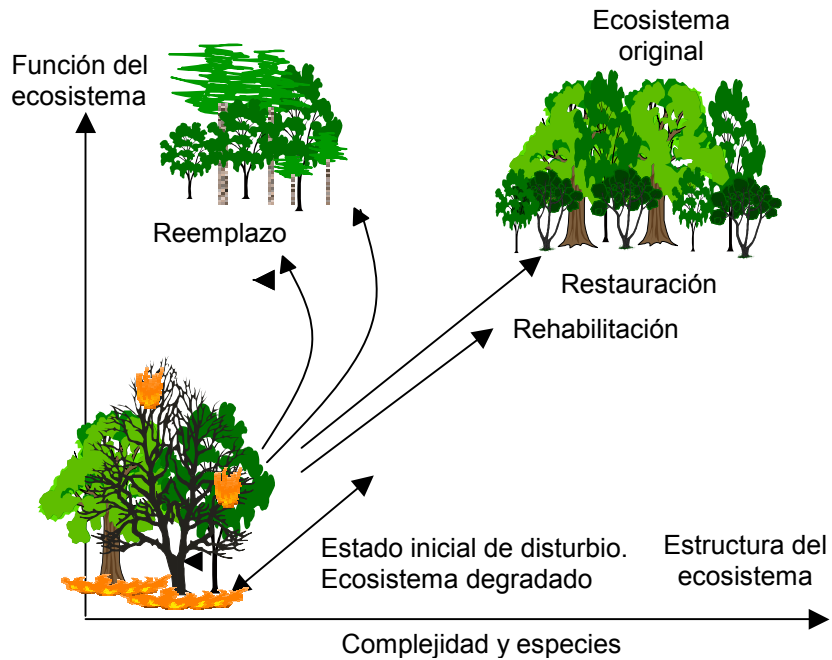


Figura 2: Representación esquemática del proceso de restauración.
(Fuente: Elaboración propia, basado en Sol et al. 2003)

Así, el restablecimiento de comunidades destruidas o deterioradas parcial o totalmente es precisamente lo que hoy se conoce como "restauración ecológica", y consiste en trabajar sobre los ecosistemas para manejarlos basándose en cierta capacidad de predicción sobre los resultados que se obtendrán con las acciones que se efectúen. En la restauración ecológica se intenta dirigir al sistema para que el cambio de las comunidades a lo largo del tiempo, permita la recuperación de la composición de las especies, así como

sus interrelaciones, hasta conseguir que funcionen en un tiempo relativamente corto de manera parecida a la comunidad original (Martínez 2000).

Una forma práctica de aplicar el concepto de restauración ecológica cuando se pretende recuperar un ecosistema boscoso es a través de la aplicación de técnicas de restauración ecológica con criterio fitosociológico. Con ella se intenta recuperar la estructura y composición específica de la vegetación, a través de la plantación planificada de las especies arbóreas más importantes de cada una de las comunidades boscosas originales de un lugar (Hauenstein et al. 1997). Esta práctica se diferencia de la reforestación en que esta última sólo implica la plantación de especies nativas, en su mayoría con fines económicos, sin considerarlas como parte de un ecosistema, mientras que la restauración implica el cultivo de varias especies que forman parte de una asociación original (Cornelius 1994).

Con esto se busca, mediante técnicas silviculturales adecuadas, restaurar el bosque original con su estructura y composición vegetal específica, y que por otro lado, una vez recuperada la biodiversidad vegetal, se pueda lograr la recuperación de la biodiversidad animal a través de la colonización de los nuevos hábitat ofrecidos (Hauenstein et al. op. cit.).

1.4. Áreas Silvestres Protegidas Privadas en Chile

Chile y su territorio son esencialmente privados, como lo son también muchas de las áreas definidas como prioritarias para la conservación de la biodiversidad. A modo de ejemplo cabe señalar que de un listado de 25 sitios cuya prioridad de conservación fue declarada como urgente, 13 fueron identificados como privados y 7 como fiscales. En nuestro país históricamente la conservación del territorio ha sido una función del Estado, labor que se traduce en la existencia del Sistema Nacional de Áreas Silvestres Protegidas del Estado, SNASPE, que tiene como organismo administrador a CONAF (Ecoamérica 2001).

Si bien es deber del Estado proteger las áreas silvestres a través de CONAF, la estrategia de este organismo es la de incorporar muestras representativas de los diferentes ambientes o ecosistemas, por lo que el aporte de los privados podría significar un importante complemento. Hoy en día existen más de 100 áreas silvestres protegidas por privados que podrían resultar vitales en materia de conservación de la biodiversidad terrestre (Ecoamérica op. cit.).

En la actualidad, el Sistema Nacional de Áreas Silvestres Protegidas del Estado (SNASPE) representa el 18% del territorio continental. Sin embargo, en ese esquema existen ecosistemas sobre-representados, en circunstancias que otros tanto o más relevantes en términos de su biodiversidad no tienen protección alguna (CONAMA 2004).

Diversos estudios estiman que la superficie que abarca el SNASPE debiera aumentar en alrededor de un 15%, debido a su insuficiente representatividad ecológica y distribución territorial. Por tanto, es necesario incorporar a regímenes de protección a aquellos terrenos identificados como prioritarios para la conservación de la biodiversidad y contar con la adecuada representatividad de los distintos ecosistemas presentes en Chile (CODEFF 1999).

Con el propósito de ayudar en iniciativas de conservación de áreas silvestres de distintos particulares, en 1997 el Comité Nacional Pro Defensa de la Fauna y Flora, CODEFF, impulsó la formación de una Red de Áreas Silvestres Protegidas Privadas (RAPP), cuya participación es voluntaria, y busca que sus miembros estén activamente comunicados y reciban capacitación y asistencia técnica para la adecuada conservación de sus predios. Para lograr este propósito, coordinar y difundir la red, cuentan con el apoyo del Fondo Mundial para la Naturaleza (WWF International).

A fines de 1999 ya se habían integrado a la RAPP 93 propietarios, entre personas naturales, organismos y fundaciones, que aportaron 104 áreas que suman 333.470 ha (Ecoamérica 2001). A la fecha, esta red reúne a más de 130 organizaciones y personas, todos ellos comprometidos con la conservación de la diversidad biológica en sus terrenos particulares, totalizando 133 áreas silvestres y más de 380 mil ha bajo protección, en su mayoría pequeños propietarios (CONAMA 2004).

Es interesante constatar que los privados que han creado áreas protegidas en Chile lo han hecho hasta el momento sin incentivos externos de ningún tipo, es decir, de manera espontánea y voluntaria (Villarroel 2001).

Con el objeto de impulsar efectivamente una mayor protección de la biodiversidad existente en nuestro país, el Gobierno definió un reglamento para Áreas Silvestres Protegidas de Propiedad Privada (ASPP). Dicho texto legal fue aprobado por el Comité de Ministros de la Comisión Nacional del Medio Ambiente (CONAMA), pero aún no ha entrado en vigencia.

El Reglamento define un Área Protegida Privada como: "Porción de territorio de propiedad privada, delimitado geográficamente y destinado por voluntad de su propietario para alcanzar los objetivos de asegurar la diversidad biológica, tutelar la preservación de la naturaleza y conservar el patrimonio ambiental".

Se establece en él los requisitos, obligaciones y plazos, todos ellos de aplicación general, que deberán cumplir los propietarios privados de tierras que voluntariamente colaboren con el Estado en su labor de tutelar la preservación de la naturaleza y conservación del patrimonio ambiental, así como en el cumplimiento de sus obligaciones legales y de las adquiridas a través de tratados internacionales que tienden a asegurar la diversidad biológica. Los propietarios privados de tierras que cumplan con las normas de este reglamento gozarán o estarán afectos a igual tratamiento tributario, derechos, obligaciones

y cargas que las pertenecientes al Sistema Nacional de Áreas Silvestres Protegidas del Estado.

El Cerro Adencul motivo de este estudio, es un área privada localizada en la provincia de Malleco en la IX Región de la Araucanía, que fue declarado Sitio prioritario para la conservación de la diversidad biológica en 1996, en categoría de prioridad II, como importante, por poseer carácter de pristinidad de bosques de Roble –Laurel –Lingue, de carácter mediterráneo asociado con el tipo valdiviano (Muñoz et al. 1996), presentando el tipo vegetacional de Bosque Caducifolio de Frontera (Gajardo 1993).

En 1997, fue incorporado a la Red de Áreas Silvestres Protegidas Privadas (RAPP) (Maldonado 1999), siendo uno de los 15 sitios, a nivel nacional, pertenecientes a esta red y uno de los 6 listados en categoría de importantes para la IX Región, además de ser el único que aparece en el libro rojo de los sitios prioritarios para la conservación biológica de Chile (Muñoz et al. op. cit.)

Además cabe destacar que Myers et al. (2000), señala la zona centro-sur de Chile como uno de los 25 "World biodiversity hotspots for conservation priority" o zonas de importancia para la conservación biológica mundial, área en la que estaría incluido el Cerro Adencul.

En el año 2002 fue incluido por CONAMA en la estrategia de conservación y de uso sustentable de la biodiversidad de la Región de la Araucanía, con prioridad

muy alta, por presentar formaciones relictas de bosques esclerófilos y siempreverdes, por ser un sitio prioritario para la conservación de la diversidad biológica y poseer una rica diversidad florística.

Entre las amenazas identificadas por CONAMA (2002) para este sitio, destacan los incendios y quemas aledañas al área, además de las actividades agrícolas y la carencia de protección legal.

En el verano de 2002 se produjo un incendio que afectó aproximadamente 50 hectáreas de renoval de *Nothofagus obliqua* (roble), ubicado en el sector noreste del Cerro Adencul.

La importancia que posee este sitio para la conservación de la diversidad biológica, junto al escaso conocimiento que se tiene en Chile acerca del efecto que producen los incendios en la vegetación nativa, han motivado este estudio en el que se evaluó el impacto directo del fuego sobre la vegetación arbórea y se entregan lineamientos para su restauración ecológica con criterio fitosociológico.

2. HIPOTESIS DE TRABAJO

El fuego, como agente de perturbación, genera claros en el bosque que facilitan por un lado la regeneración de especies intolerantes de sombra como el roble (*Nothofagus obliqua*) ya sea por semilla o por rebrote y / o el establecimiento de un matorral secundario de maqui (*Aristotelia chilensis*).

3. OBJETIVOS DEL ESTUDIO

3.1 Objetivo General

➤ Evaluar el efecto ecológico del fuego sobre la vegetación arbórea del área de estudio y establecer lineamientos para su restauración ecológica.

3.2 Objetivos Específicos

- Caracterizar el área afectada por el incendio.
- Determinar la estructura y composición fitosociológica del sector no quemado.
- Determinar la abundancia, tamaño, sanidad y origen de la regeneración arbórea en el control y el sector quemado.
- Evaluar el porcentaje de rebrote y capacidad de colonización de las especies arbóreas.
- Establecer lineamientos para la restauración ecológica del área afectada por el incendio, de acuerdo a los resultados.

4. MATERIAL Y METODO

4.1 Área de estudio

4.1.1 Ubicación geográfica

El cerro Adencul está ubicado en la Provincia de Malleco IX Región de la Araucanía, Chile, a los $38^{\circ} 14'S$ y $72^{\circ} 32'W$ (IGM 1969) en plena depresión intermedia del centro- sur de Chile, a 14 km al oeste de la ciudad de Victoria y tiene una superficie de 563,6 ha (Saavedra et al. 2000) (Figura 3).

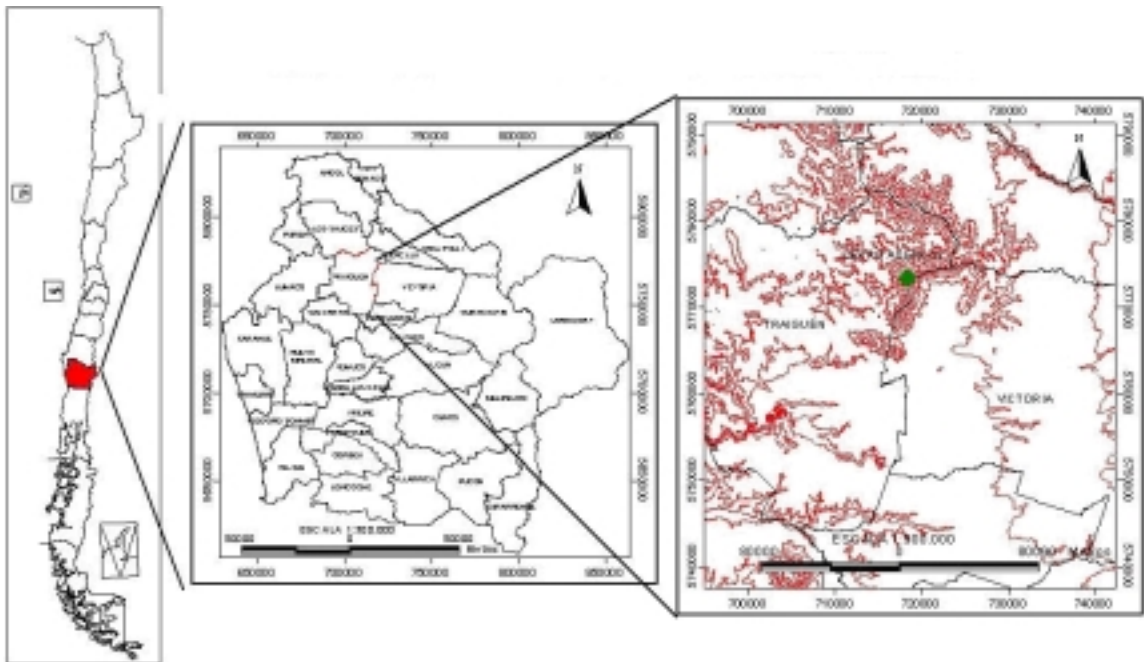


Figura 3: Localización del Cerro Adencul en la IX Región

4.1.2 Descripción del área de estudio

Este cerro cuenta con 400,4 ha en lo que se refiere a vegetación nativa existente; presenta antecedentes relevantes de conservación del recurso ecológico en la Región, área que no ha sido alterada y que preserva su flora y fauna en forma natural (Rocco 1989).

Su altitud varía entre los 225 a 618 msnm (IGM 1969). El área de estudio se denomina Higuera B del fundo María Ester. El fundo consta de tres higuera, las que abarcan una superficie total de 2.300 ha y pertenece a propietarios particulares, los cuales han preservado en excelentes condiciones una muestra de los bosques nativos que en el siglo pasado abundaban en la zona.

De acuerdo a Gajardo (1983), en este predio está incluida la Formación Vegetal Bosque Caducifolio de la Frontera (código 4.B.6), la cual no se encuentra representada en el Sistema Nacional de Áreas Silvestres Protegidas del Estado (SNASPE), en la IX Región. Posee carácter de pristinidad de bosques de roble – laurel – lingue, de carácter mediterráneo asociado con el tipo valdiviano.

En cuanto a la fauna, destaca la presencia de anfibios como la rana grande chilena (*Caudiverbera caudiverbera*) y el sapito de Darwin (*Rhinoderma Darwin*), reptiles como la culebra de cola corta (*Thachymenis chilensis*) y lagartijas del género *Liolaemus*. Aves como la tagua común (*Fulica armillata*), garza grande (*Casmerodius albus*), pato jergón grande y pato jergón chico

(*Anas georgica* y *A. flavirostris*), pitío (*Colapses pitius*), carpintero negro (*Campephilus magellanicus*), loica (*Sturnella loyca*), chincol (*Zonotrichia capensis*), diucón (*Xolmis pyrope*), rara (*Phytotoma rara*), entre otras, y mamíferos como el puma (*Puma concolor*), zorro culpeo y chilla (*Pseudalopex culpaeus* y *P. griseus*), güiña (*Oncifelis güiña*), monito del monte (*Dromiciops gliroides*), pudú (*Pudu pudu*) y chingue (*Conepatus chinga*) (Saavedra et al. 2000). Además, cabe señalar que junto a Lorena Ojeda, Sofía Rodríguez y Cristina Vallejos, se registró en terreno la presencia de diversas especies de aves, ya sea por avistamiento o por el sonido de sus voces, listado que se presenta en el Anexo III.

Este cerro se localiza en el sector más austral del Cordón Montañoso de Quecherehuas (IGM 1969). Desde el punto de vista geológico, corresponde a un batolito de origen paleozoico intrusivo (Hauser 1970, SERNAGEOMIN 1982) con rocas granitoides de edades que oscilan entre los 288 ± 30 a 350 millones de años. En la escala geológica pertenece al paleozoico superior del período Carbonífero – Pérmico (Hauser op. cit.).

El clima del área es templado y húmedo con influencia mediterránea (Di Castri y Hajek 1976). El sector presenta una precipitación promedio anual de 1.239 mm, la temperatura promedio anual es de 12,2° C, con una máxima media en enero de 26,9° C (Almeyda 1958). Según Köppen (1931), corresponde al Csb2 que comprende un clima templado-cálido con estación seca y lluviosa semejante, lo cual es variable, debido a su altitud y ubicación transicional.

Desde el punto de vista agroclimático, se caracteriza por presentar la menor caída pluviométrica de la IX Región. Esto origina una estación seca prolongada de 4 – 5 meses de duración. Los montos de precipitaciones aumentan en la medida que se avanza hacia el sector oriental del área (Rouanet 1983).

El suelo se clasifica en la clase VII de capacidad de uso; pertenece a la serie Cauquenes, de carácter inmaduro con material generado parcialmente intemperizado a degradado, con una textura franco – arcillosa – arenosa (Rocco 1989).

Presenta una topografía con fuertes pendientes que varían de los 10 a 50°, lo que los hace susceptibles a una fuerte erosión (Rocco op.cit.). De acuerdo a lo señalado por (Rouanet 1983), en el área de estudio predominan suelos antiguos derivados de cenizas volcánicas, los rojo arcillosos y los suelos graníticos.

4.2- Método

Para tener una referencia de la vegetación arbórea previa al incendio, se realizó un análisis de composición del dosel superior y un análisis de estructura en el sector no quemado, mediante el levantamiento de censos o inventarios, que corresponden a un recuento de las especies vegetales presentes en una comunidad en un lugar homogéneo (Núñez 1987).

4.2.1 Composición fitosociológica

La vegetación se estudió a partir de relevamientos efectuados según la metodología de muestreo fitosociológica de la escuela europea (Braun-Blanquet 1964), en 10 parcelas de 100 m², ubicadas en forma continua a lo largo de un transecto de 100 m. Este método consiste en la identificación y anotación de las especies de los distintos estratos del bosque en un área limitada, homogénea y representativa de un tipo de vegetación y la estimación de su cobertura por apreciación visual directa, la que luego se traduce a porcentaje. Se entiende por cobertura a la superficie ocupada por cada especie en proyección horizontal de las partes aéreas de todos los individuos presentes en la parcela (Steubing et al. 2002). De acuerdo a la metodología, aquellas especies que presentaron una cobertura inferior al 1% fueron registradas con un signo (+) y, por otro lado, aquellas especies que se encontraron representadas por un sólo individuo fueron registradas con la letra (r). Posteriormente, para facilitar el análisis computacional, estos símbolos fueron transformados a la unidad.

4.2.2 Estructura

Para realizar el análisis de estructura de la vegetación, fueron registrados, para cada árbol con diámetro superior a 10 cm, el DAP (diámetro a la altura del pecho), la altura total y de comienzo de copa en metros, la cobertura de copa en metros y su posición con respecto a los ejes imaginarios X e Y del transecto.

La unidad muestral para este análisis fue la misma que se utilizó para el levantamiento de los datos de composición.

4.2.3 Regeneración

Tanto en el sector quemado como en el no quemado se evaluó la abundancia de regeneración de todas las especies arbóreas, ya sea de plántulas o rebrotes, definiéndose los primeros como aquellos individuos generados por semilla y los segundos a partir de raíces o de plantas cuya parte superior fue quemada por el fuego. Además, para conseguir una aproximación más cercana al estado actual de la regeneración, se registró para cada individuo los siguientes atributos: tamaño, sanidad y origen. Las categorías que se utilizó para medir cada parámetro corresponden a las propuestas por Jiménez (2002) y son las siguientes:

Parámetro/ Categoría	1	2	3	4
Tamaño	< a 0.5 m	0.5 – 1 m	1 – 2 m	> a 2 m
Sanidad	Sano, sin daño (bueno)	Con daño aparente (regular)	Con daño severo (malo)	
Origen	Por semilla	Por rebrote		

(Fuente: Jiménez 2002)

Estos datos, en el sector no quemado, fueron recogidos en el mismo transecto del análisis de composición y estructura, sobre el cual se definieron 4 unidades muestrales de 1 m² en cada parcela de 100 m². Del mismo modo, para el sector quemado, se definió un transecto de 100 metros sobre el cual se

trazaron 10 parcelas consecutivas de 100 m², en las que se midió regeneración en 4 sub-unidades de 1m². Además, en este sector se realizó un conteo de árboles muertos en pie (DAP > 10 cm), para obtener una aproximación al daño provocado por el fuego sobre el estrato arbóreo.

4.2.4 Tabulación y análisis de los datos

4.2.4.1 Análisis de composición fitosociológica

Con la información recogida en el total de los censos de vegetación se confeccionó una Tabla fitosociológica inicial siguiendo la metodología propuesta por Ramírez & Westermeier (1976), la cual establece que los censos de las especies deben ser anotados en el mismo orden en que fueron tomados, y a partir del segundo censo sólo se agregan las especies nuevas.

Posteriormente, se calculó para cada especie la frecuencia absoluta y relativa como se indica:

$$\text{Frecuencia relativa} = \frac{(\text{Frecuencia absoluta})}{\sum (\text{Frecuencias absolutas})} \times 100$$

La cobertura se determinó sumando los valores de cada especie. El cálculo de la cobertura relativa se realizó como sigue:

$$\text{Cobertura relativa} = \frac{(\text{Cobertura absoluta})}{\sum (\text{Coberturas absolutas})} \times 100$$

Con los valores de frecuencia relativa y cobertura relativa se obtuvo el valor de importancia de la especie en la comunidad vegetal, sumando ambos valores según la metodología propuesta por Wikum & Shanholzer (1978).

4.2.4.2 Análisis de estructura

Para conocer la estructura etárea del bosque original, con los datos del DAP y de altura se confeccionó una Tabla de frecuencia por especie en cada una de las clases establecidas y se calculó la relación porcentual entre el total de individuos pertenecientes a cada clase.

Por otro lado, el DAP junto con los antecedentes recogidos respecto a la altura, posición y cobertura de copa de cada individuo registrado, fueron analizados con el programa SVS (Stand visualization system) versión 3.36, para obtener una proyección en tres dimensiones de la estructura del bosque control y un análisis estadístico de los datos ingresados. Para ello fue necesario diseñar previamente los árboles de las distintas especies, lo que se realizó en base a las ilustraciones de Hoffmann (1997).

Con los individuos contabilizados como muertos en pie en el sector quemado se calculó la densidad en ind. / ha, y luego se realizó una comparación porcentual con los registros vivos del sector control.

4.2.4.3 Análisis de regeneración

Se confeccionó Tablas resumen de los datos para cada parámetro (atributo) medido de la regeneración arbórea presente en ambos sectores. Posteriormente se calculó el promedio de individuos por especie presentes en cada censo, correspondiendo éste a la densidad (ind. / m²), el que luego fue transformado a individuos por hectárea. Se calculó, con estos datos, la relación porcentual entre los individuos de las distintas especies de ambos sectores para la confección de gráficas representativas de la situación registrada.

Además, se realizó un análisis comparativo de la abundancia de regeneración entre el sector afectado por el fuego y el control. Para verificar la existencia de diferencias significativas se comparó el número de individuos de las especies registradas en ambos sectores, quemado y no quemado, a través de la distribución binomial. Así, bajo el supuesto de no diferencia, debería registrarse igual número de individuos en uno u otro sector, es decir, en proporción de 0,5 en cada sector. De este modo, las hipótesis que se plantearon fueron:

$$H_0: X_{no\ quemado} = X_{quemado}$$

En contraste:

$$H_1: X_{no\ quemado} \neq X_{quemado}$$

Para un 95% de confianza y un α : 0,05; con X = número de individuos de una especie presente en ambos sectores.

$X_{H_0} \sim \text{Bin}(n, 0,5)$ donde n es el número total de individuos en los dos sectores (quemado y no quemado)

Así el valor p para probar la hipótesis estadística se calculó como la probabilidad de observar valores tan o más extremos que los registrados en el muestreo en terreno.

Por otro lado, para comparar la distribución de los atributos medidos (origen, tamaño y sanidad) a los individuos de las especies registradas para ambos sectores y verificar así la existencia de diferencias significativas, se aplicó el test exacto de Fisher. Así, las hipótesis que se plantearon fueron:

$$H_0: P_{\text{no quemado}} = P_{\text{quemado}}$$

En contraste:

$$H_1: P_{\text{no quemado}} \neq P_{\text{quemado}}$$

Donde P es la proporción de individuos de una especie, presente en ambos sectores, según la variable (atributo) que corresponda.

Para la realización del análisis estadístico fue utilizado el programa computacional Stata versión 8.0.

5. RESULTADOS

5.1 Caracterización del bosque original (sector no quemado)

5.1.1 Composición

Este análisis fue hecho sobre un transecto de 100 m, en 10 parcelas consecutivas de 100 m² cada una (Anexo I), en una ladera con exposición NE, pendiente de 30° y altitud de 362 msnm (Figuras 4 y 5).

Se registró un total de 6 especies en el dosel superior de este bosque, constatándose, además, la presencia de un segundo estrato arbóreo compuesto también por 6 especies (Tablas I y II).

La especie *Nothofagus obliqua* (roble) presentó un 100% de frecuencia en el dosel superior, es decir, estuvo presente en todas las parcelas. Mostró, además, la mayor cobertura registrada para este estrato, convirtiéndose en la especie con mayor valor de importancia, siendo la especie dominante. Le sigue *Aextoxicon punctatum* R. et P. (olivillo) con una frecuencia bastante inferior que alcanza al 40%, es decir, estuvo presente en 4 de los 10 censos efectuados, y una cobertura promedio del 9% para el dosel superior, sin embargo, esta especie presenta la mayor frecuencia y cobertura en el segundo estrato arbóreo, siendo, por lo tanto, la especie más importante en ese nivel. Le siguen en el dosel superior las especies *Podocarpus saligna* D. Don (mañío),

Cryptocarya alba (Mol.) Looser (peumo), *Persea lingue* (lingue), y *Peumus boldus* Mol. (boldo) en orden decreciente de importancia, con coberturas promedio que no superan el 4% y una frecuencia del 30, 20, 10 y 10% respectivamente.

Del mismo modo en el segundo estrato arbóreo siguen a olivillo las especies *P. lingue* (lingue), *P. saligna* (mañío), *Laurelia sempervirens* (R. et P.) Tul (laurel), *P. boldus* (boldo) y *C. alba* (peumo) en orden decreciente de importancia. En este estrato lingue y boldo, al igual que olivillo, aumentan su frecuencia y cobertura en relación al dosel superior, pasando a ser el lingue la segunda especie en orden de importancia. Mañío mantiene sus valores de cobertura y frecuencia, boldo los disminuye y laurel, que aparece sólo en este estrato, presenta un valor de frecuencia del 30% y una cobertura promedio baja que alcanza el 2,6%.



Figura 4
Imagen del sector
no quemado
(control).



Figura 5
Sector muestreado en el bosque original. Se aprecia en esta imagen la fuerte pendiente existente.

Tabla I: Tabla fitosociológica dosel superior bosque original.

Especie/ Censo	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	FA	CA	FR	CR	VI
Roble	50	50	50	40	50	50	30	50	60	40	10	470	47.6	71.8	119.4
Olivillo	20						30	20		20	4	90	19.1	13.7	32.8
Mañío	5	10		20							3	35	14.3	5.3	19.6
Peumo	10	20									2	30	9.5	4.6	14.1
Lingue							20				1	20	4.8	3.1	7.8
Boldo								10			1	10	4.8	1.5	6.3
Total=	85	80	50	60	50	50	80	80	60	60	21	655	100	100	

FA= Frecuencia absoluta **CA=** Cobertura absoluta **FR=**Frecuencia relativa (%)

CR= Cobertura relativa (%) **VI=** Valor importancia

(Fuente: Elaboración propia)

Tabla II: Tabla fitosociológica segundo estrato arbóreo del bosque original.

Especie/ Censo	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	FA	CA	FR	CR	VI
Olivillo			10	40	30	15	20	20	20	10	8	165	36.4	45.7	82.1
Lingue			10	30	20	15			15		5	90	22.7	24.9	47.6
Mañío					10	10	20				3	40	13.6	11.1	24.7
Laurel								10	15	1	3	26	13.6	7.2	20.8
Boldo								10		20	2	30	9.1	8.3	17.4
Peumo					10						1	10	4.6	2.8	7.4
Total			20	70	70	40	40	40	50	31	220	361	100	100	

FA= Frecuencia absoluta **CA=** Cobertura absoluta **FR=**Frecuencia relativa (%)
CR= Cobertura relativa (%) **VI=** Valor importancia
(Fuente: Elaboración propia)

5.1.2 Estructura

Para el análisis de estructura fueron registrados todos los individuos con DAP superior a 10 cm, en el mismo transecto en que se realizó el análisis de composición.

En la Figura 6 se muestra que en este transecto se registró un total de 7 especies entre las que *A. punctatum* (olivillo) resulta ser la más abundante con un 43,8% seguido de *N. obliqua* (roble) con un 29,4%. La especie con menor cantidad de individuos fue *L. sempervirens* (laurel) con un 1,1% del total.

El número total de individuos por hectárea de todas las clases de DAP y todas las especies es de 920 individuos (Tabla III).

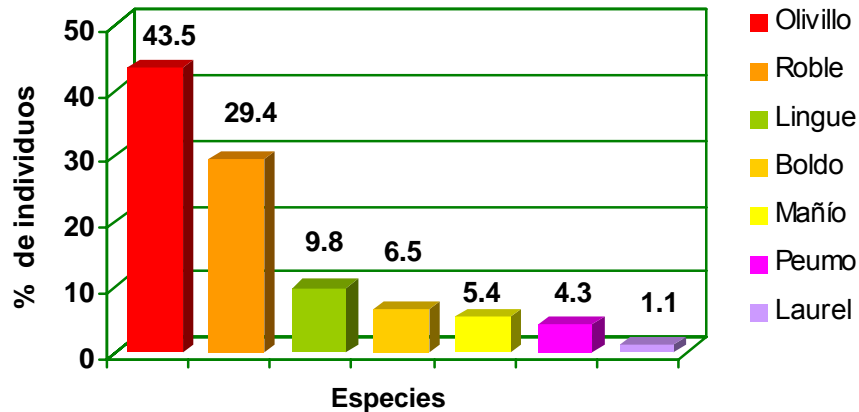


Figura 6: Distribución de individuos por especie en el sector control.

5.1.2.1 Estructura diamétrica

Al analizar la frecuencia de individuos en las distintas clases de DAP se observa que el 51,1% de ellos se encuentran en la clase 1, es decir, de 10-20 cm de diámetro (Figura 7) seguida por un 21.7% en la clase 2 de 20 a 30 cm y 3, de 30 a 40 cm, con un 10,9%. El 16,3% restante se distribuyen entre las clases 4 y 7, de 40 a 80 cm.

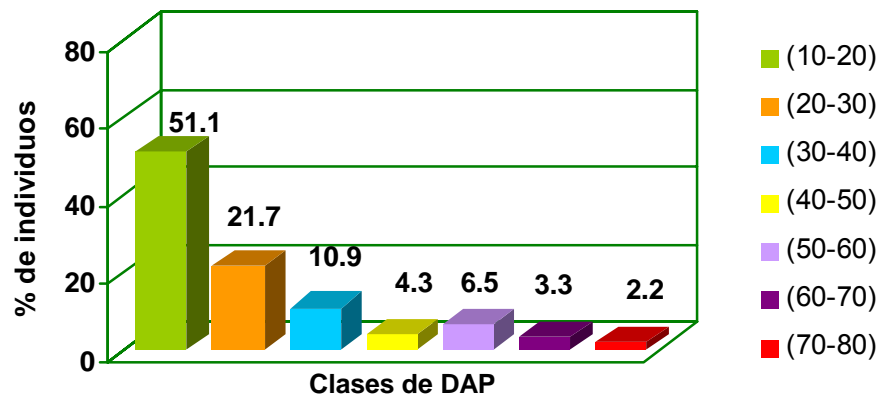


Figura 7: Distribución de individuos por clases diamétricas en el bosque original.

El análisis estadístico sitúa el promedio de DAP para el total de individuos en el sector control en 25,7 cm, con una desviación estándar de 16,2 para un rango de variación que va desde un valor mínimo de 10 cm a un máximo de 72 cm.

Al realizar un análisis diamétrico por especie (Tabla III) se observa que sólo roble presenta individuos en todas las clases diamétricas, con un rango que varía desde 10 a 72 cm y concentrando la mayor cantidad de individuos entre las clases 1 y 2, es decir, entre los 10 y 30 cm de DAP (Figura 8); olivillo muestra un rango que varía desde 10 a 67 cm, registra el 61% de sus individuos en la clase 1, un 25,7% entre las clases 2 y 3 y un 7,5% entre las clases 5 y 6 (Figura 9); para lingue los individuos varían entre los 10 y 45 cm, registrando el 55,6% de sus individuos en la primera clase de DAP y los restantes entre las clases 2 y 4 (Figura 10); mañío registra sus individuos entre

los 10 y 23 cm, con un 60% en la clase 1 y el 40% restante en las clases 2 y 3 (Figura 13); peumo muestra un rango que varía entre los 11 y los 36 cm, con un 50% de sus individuos en la clase 1, y el otro 50% entre las clases 2 y 3 (Figura 11); boldo presenta un 83.3% de sus registros en la clase 1 y un 16.7% en la clase 2, con un rango que varía entre 11 y 25 cm (Figura 12) y, por último, laurel muestra el 100% de sus registros en la clase 1.

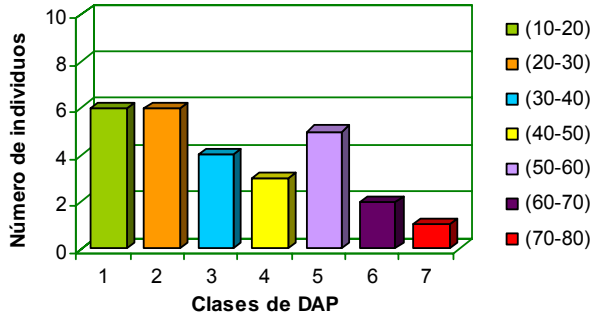


Figura 8: Distribución diamétrica de *N. obliqua* (roble).

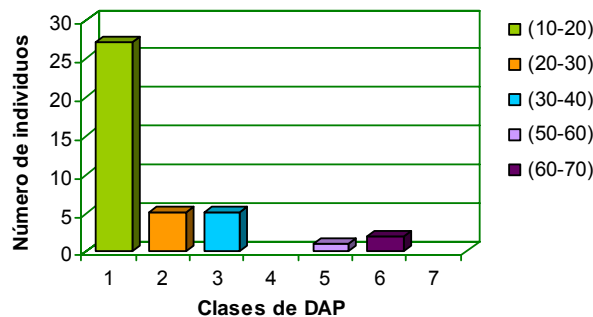


Figura 9: Distribución diamétrica de *A. punctatum* (olivillo).

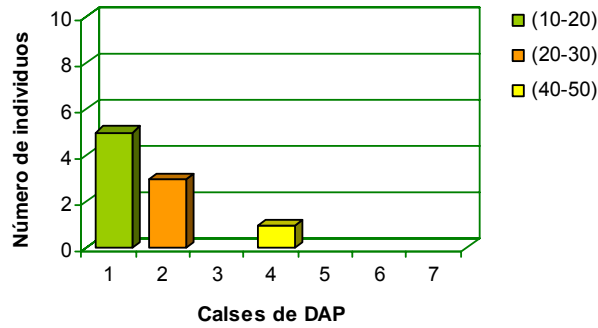


Figura 10: Distribución diamétrica de *P. lingue* (lingue).

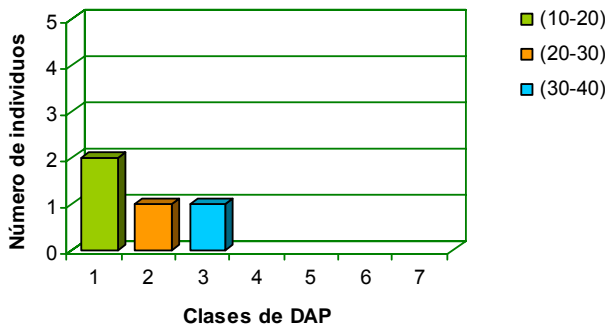


Figura 11: Distribución diamétrica de *C. alba* (peumo).

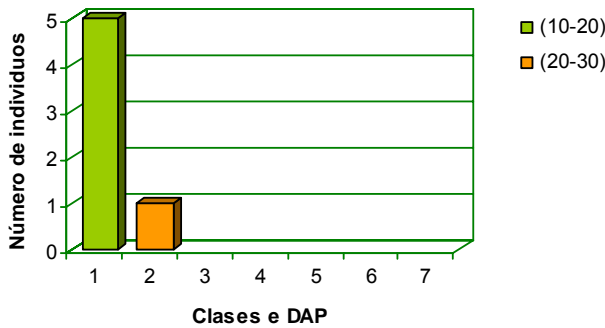


Figura 12: Distribución diamétrica de *P. boldus* (boldo).

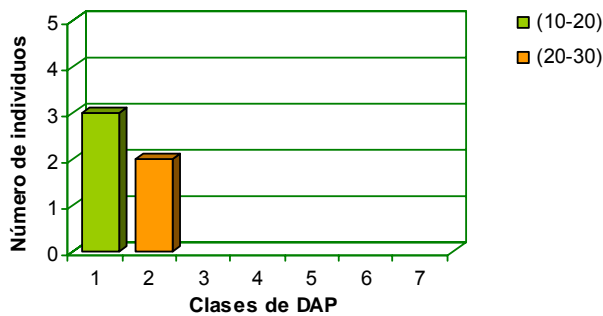


Figura 13: Distribución diamétrica de *P. saligna* (mañío).

Tabla III: Frecuencia de individuos por clase de DAP definida para el bosque original.

DAP (cm)	Frecuencia absoluta							Total	%
	Roble	Olivillo	Lingue	Peumo	Boldo	Mañío	Laurel		
(10-20)	6	26	5	2	5	3		47	51.1
(20-30)	6	6	3	1	1	2	1	20	21.7
(30-40)	4	5		1				10	10.9
(40-50)	3		1					4	4.3
(50-60)	5	1						6	6.5
(60-70)	2	2						4	3.3
(70-80)	1							1	2.2
Total =	27	40	9	4	6	5	1	92	100
% =	29.4	43.5	9.8	4.3	6.5	5.4	1.1	100	
Ind. / ha =	270	400	90	40	60	50	10	920	

(Fuente: Elaboración propia)

5.1.2.2 Estructura vertical

En la Figura 14 se observa que la clase de altura con mayor número de individuos es la primera, es decir, aquella que incluye ejemplares que miden entre 5 y 10 m de altura, representando a un 52,2% de los datos. Le sigue la clase 2 con un 39,1% y la 3 y 4 que en conjunto suman el 8,9% restante.

El análisis estadístico arrojado por el programa SVS, muestra que el promedio de altura para el total de individuos en el bosque original es de 10,3 m, con una desviación estándar de 3,4 para un rango de variación que va desde un valor mínimo de 4 m a un máximo de 25 m.

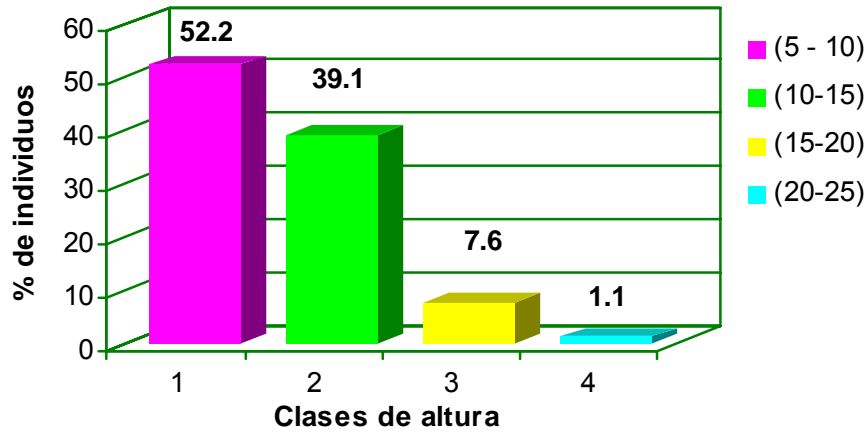


Figura 14: Distribución de individuos por clases de altura en el bosque original.

Al analizar las clases de altura por especie (Tabla IV) se observa que sólo roble registra individuos en todas las categorías definidas, en un rango que varía desde 8 a 25 m, concentrando la mayor cantidad de ejemplares en la clase 2 (10 – 15 m) (Figura 15); olivillo presenta un rango de variación que va desde 6 a 13 m, con un mayor porcentaje de individuos en la clase de altura 1 (77,5%) (Figura 16); lingue presenta prácticamente la misma proporción de individuos en las clases 1 y 2, 44,5 y 55,5% respectivamente, con un rango que varía entre 5 y 15 m de altura (Figura 17); mañío registra un 40% de sus ejemplares en la clase 1 y el 60% restante en la clase 2, variando entre los 8 y 12 m (Figura 18); peumo registra el 75% de sus individuos en la clase 1 y el 25% restante en la clase 2 con un rango que varía entre 10 y 13 m (Figura 19); boldo presenta individuos en las clases 1 y 2 con igual porcentaje de representatividad, en un rango de 6 a 12 metros (Figura 20) y laurel, registró sólo un individuo en la clase 2.

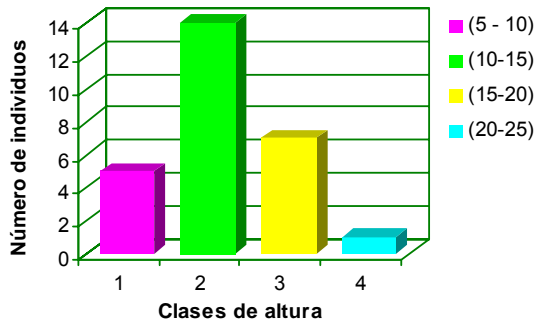


Figura 15: Distribución de alturas para *N. obliqua* (roble).

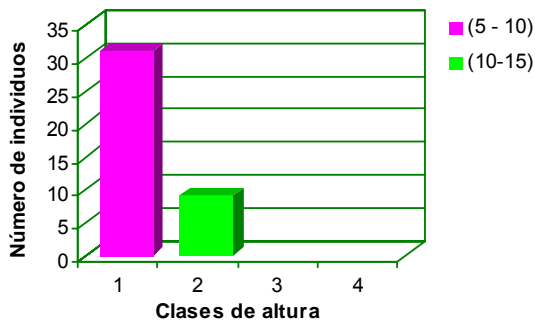


Figura 16: Distribución de alturas para *A. punctatum* (olivillo).

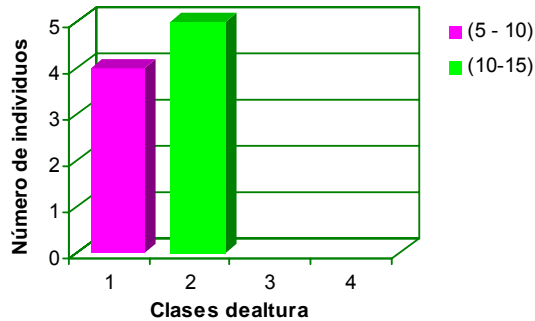


Figura 17: Distribución de alturas para *P. lingue* (lingue).

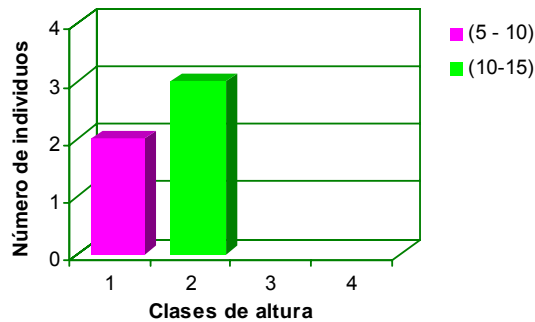


Figura 18: Distribución de alturas para *P. saligna* (mañío).

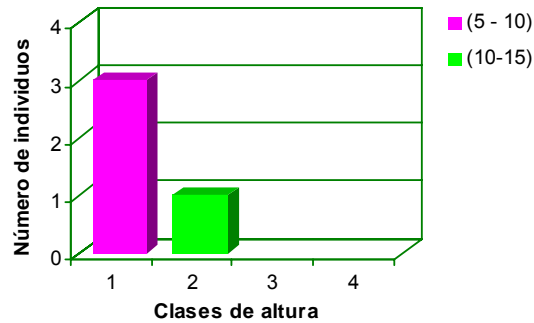


Figura 19:
Distribución de alturas para *C. alba* (peumo).



Figura 20:
Distribución de alturas para *P. boldus* (boldo).

Tabla IV: Frecuencia de individuos por clase de altura definida para el bosque original.

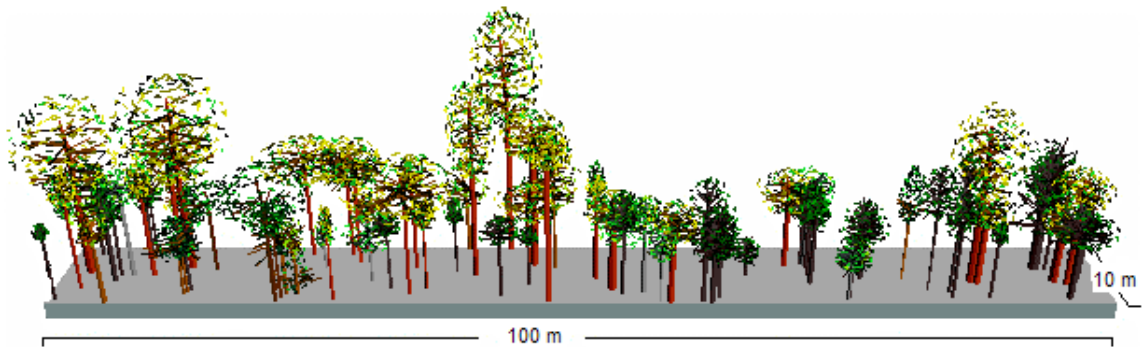
Altura (m)	Frecuencia absoluta							Total	%
	Roble	Olivillo	Lingue	Mañío	Peumo	Boldo	Laurel		
(5 - 10)	5	31	4	2	3	3		48	52.2
(10-15)	14	9	5	3	1	3	1	36	39.1
(15-20)	7							7	7.6
(20-25)	1							1	1.1
Total	27	40	9	5	4	6	1	92	100

(Fuente: Elaboración propia)

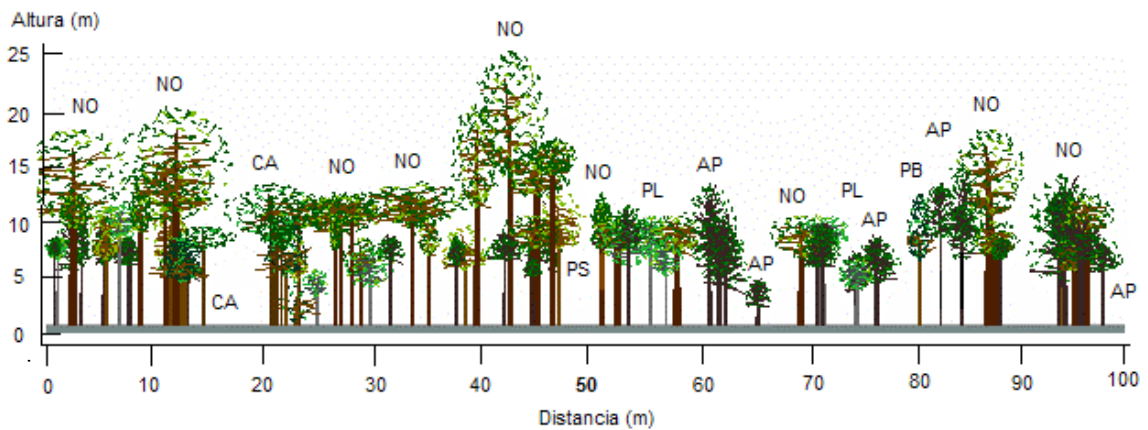
5.1.2.3 Perfil del transecto

En la Figura 21 se muestra un perfil vertical y la proyección de copas del transecto realizado para el análisis de estructura en el bosque original (control).

a)



b)



c)

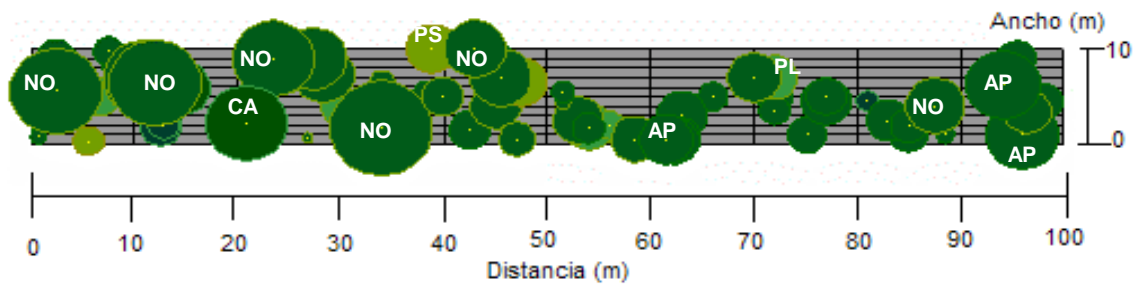


Figura 21: Perspectiva (a), Perfil vertical (b) y proyección de copas (c) del bosque original. AP: *Aextoxicon punctatum*, CA: *Cryptocarya alba*, NO: *Nothofagus obliqua*, PL: *Persea lingue*, PB: *Peumus boldus*, PS: *Podocarpus saligna*.

5.2 Descripción del sector quemado

El siniestro se inició en la localidad de Quino, ubicada al sur del Cerro Adencul. Una vez que el fuego alcanzó el área de estudio fue necesario recurrir a la ayuda de la brigada de incendio de CONAF y al cuerpo de bomberos y Regimiento de Victoria para extinguirlo, además de los trabajadores del Fundo María Ester, quienes en conjunto trabajaron toda una noche para lograr detener el avance del fuego.

Transcurridos aproximadamente dos años desde la ocurrencia del incendio, los días 27 y 28 de Marzo del presente año se realizó el muestreo de esta área.

El sector quemado, al igual que el control, se ubica en una ladera de exposición NE con pendientes entre 20 y 30°. El levantamiento de los datos fue realizado en un transecto de 100 m en 10 parcelas consecutivas de 100 m² cada una (Anexo I), a una altitud de 360 msnm.

Se constató en el sitio que este incendio arrasó prácticamente con todo el estrato arbustivo y herbáceo original, observándose, además, a la mayoría de los árboles (DAP >10 cm) muertos en pie, los que se presentan en una mayor proporción quemados desde la base hasta la copa (Figura 22).



Figura 22
Imagen del sector
afectado por
incendio.

Este último punto se observa claramente en la Figura 23 y la Tabla V en las que se presenta los resultados del conteo de árboles muertos en pie. El porcentaje de árboles de DAP mayor a 10 cm registrados como muertos por el fuego alcanza al 72,5 %, observándose los mayores porcentajes de mortalidad en los individuos de las especies *A. punctatum* con un 83,8%, *P. lingue* con un 80% y *N. obliqua* con un 70,1%. Cabe señalar que la especie *L. sempervirens* presenta un 200% de mortalidad debido a que se registró 1 individuo en la situación original y 2 muertos en el sector quemado.

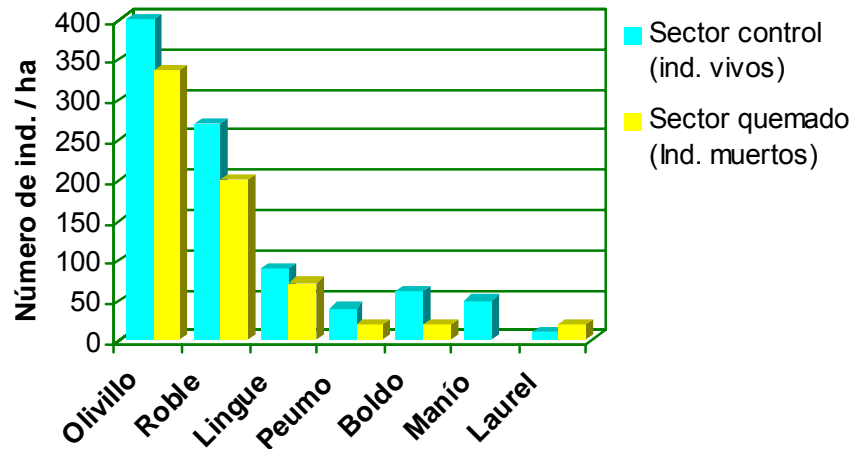


Figura 23: Número de ind. / ha con DAP>10cm, registrados por especie para cada sector.

Tabla V: Porcentaje de mortalidad por especies.

Especie	Ind. vivos / ha (control)	Ind. muertos / ha (quemado)	% de mort.
<i>Aextoxicon punctatum</i>	400	335	83.8
<i>Nothofagus obliqua</i>	270	200	70.1
<i>Persea lingue</i>	90	72	80
<i>Cryptocarya alba</i>	60	20	33.3
<i>Peumus boldus</i>	40	20	50
<i>Podocarpus saligna</i>	50	0	0
<i>Laurelia sempervirens</i>	10	20	200
Total =	920	667	72.5

(Fuente: Elaboración propia)

Además de la regeneración arbórea, cuyo análisis se entrega más adelante, se observó en algunas zonas de borde ejemplares de la especie *Rubus ulmifolius* Schott. (zarzamora) y al interior del bosque la presencia escasa de individuos de la especie *chusquea quila* Kunth. (quila) (Figuras 24 y 25).



Figura 24
Ejemplares de *Chusquea quila* al interior del bosque quemado.



Figura 25
Ejemplares de *Rubus ulmifolius* en el borde del bosque quemado

En cuanto al piso del bosque es importante señalar que en él se observó un abundante banco de semillas de roble dispersas entre la regeneración de distintas especies arbóreas, sobre una capa pobre de hojarasca (Figura 26).



Figura 26
Banco de semillas
de *N. obliqua* en el
piso del sector
quemado.

5.3 Análisis de regeneración

En el sector control (no quemado) se registró un total de 51.000 individuos por hectárea pertenecientes a cuatro especies arbóreas nativas: *A. punctatum* (olivillo) representando un 84,8% del total, *C. alba* (peumo) con un 5,9%, *P. lingue* (lingue) con un 5,4% y *Aristotelia chilensis* (Mol.) Stuntz (maqui) con un 3,9% (Figura 27, Tabla VI).

Por otro lado, en el sector quemado se registró un total de 206.500 individuos por hectárea pertenecientes a ocho especies arbóreas nativas: *A. chilensis* (maqui) con un 67,3%, *A. punctatum* (olivillo) con un 21,4%, *C. alba* (peumo) con un 5,4%, *L. sempervirens* (laurel) con un 3,8%, *P. boldus* (boldo) con un 0,8%, *Luma apiculata* (DC.) (arrayán) con un 0,5% además de *P. lingue*

(lingue) y *P. saligna* (mañío) representadas por un 0,4% del total cada una (Figura 28, Tabla VI).

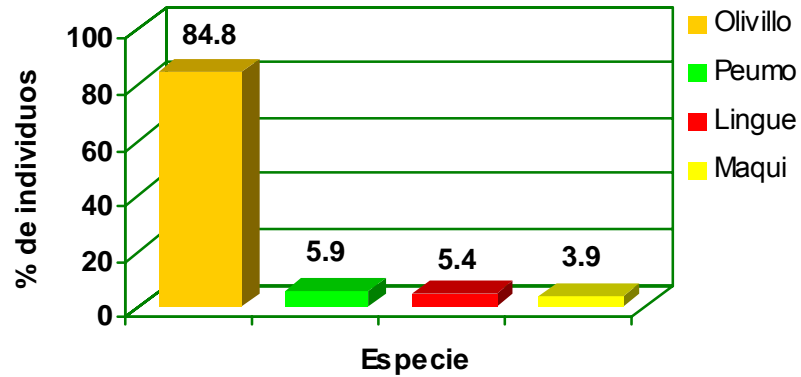


Figura 27: Porcentaje de individuos por especie registrados en el sector no quemado.

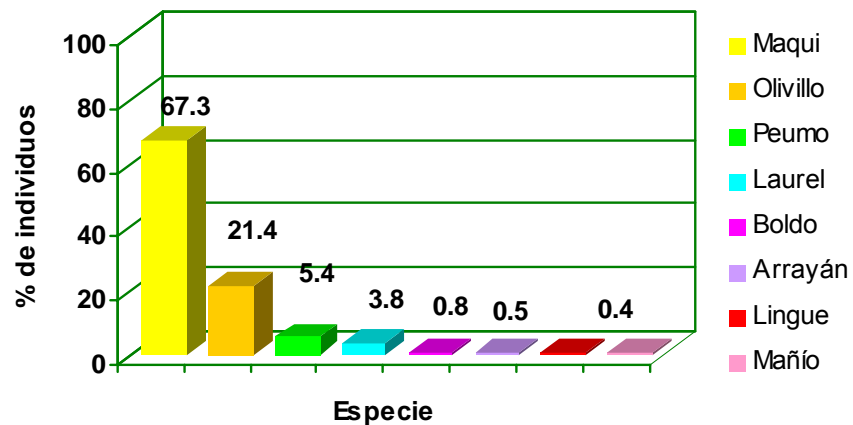


Figura 28: Porcentaje de individuos por especie registrados en el sector quemado.

Tabla VI: Número de individuos por hectárea registrados para cada especie presente en los sectores muestreados

Sector	Especie	Ind. / ha	%
No quemado	Olivillo	43.248	84.8
	Peumo	3.000	5.9
	Lingue	2750	5.4
	Maqui	2000	3.9
	Total	51.000	100
Quemado	Maqui	139.000	67.3
	Olivillo	44.250	21.4
	Peumo	11.250	5.4
	Laurel	7.750	3.8
	Boldo	1.750	0.8
	Arrayán	1.000	0.5
	Lingue	750	0.4
	Mañío	750	0.4
Total	206.500	100	

(Fuente: Elaboración propia)

5.3.1 Origen de la regeneración

Tanto en el sector control como en el sector quemado se observa que la mayoría de los individuos registrados se originan a partir de semilla (Figura 29, Tabla VII). En el sector no quemado un 79,4% de individuos tiene este origen, mientras que sólo un 20,6% posee origen vegetativo. Por otro lado, en sector afectado por incendio, el 93,7% de los individuos se origina a partir de semilla y a penas un 6,3% a partir de regeneración vegetativa.

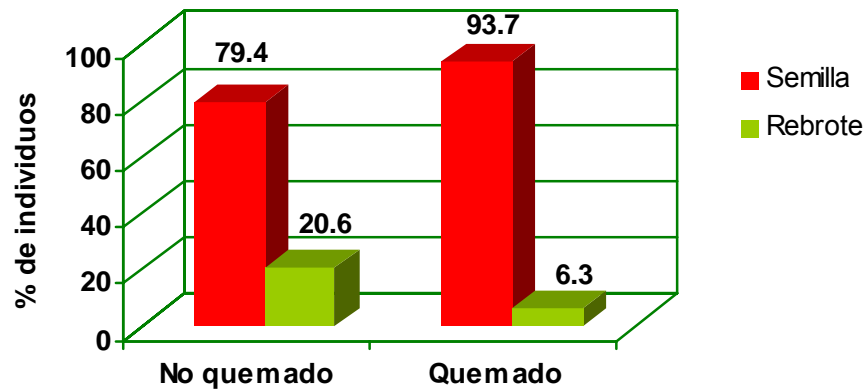


Figura 29: Porcentaje de individuos de todas las especies registrados para cada sector según su origen.

Para el sector control sólo las especies lingue y olivillo presentan regeneración por rebrote. En el caso de lingue, un 90,9% del total de los individuos registrados presenta origen por regeneración vegetativa y sólo un 9,1% por semilla, mientras que para olivillo se observa que un 18,5% de los individuos se origina a partir de rebrote y la mayoría, un 81,5%, a partir de semilla (Figura 30).

Del mismo modo, para el sector quemado, se observa que sólo las especies olivillo y laurel presentan regeneración por rebrote (Figura 31). En el caso de olivillo este tipo de regeneración representa un 16,6% del total de registros, mientras que para el laurel se observa que la mayoría de sus individuos se originan de este modo, representando un 71% de total. Cabe señalar que lingue

en este sector registra un 100% de regeneración por semilla, al igual que el resto de las especies registradas.

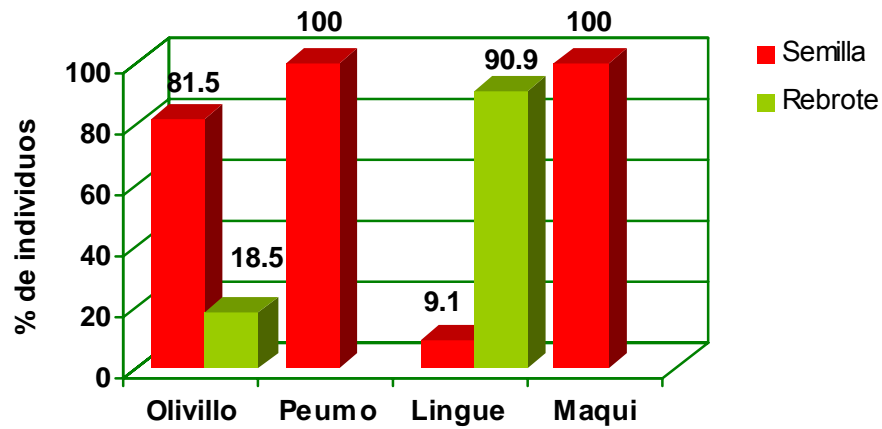


Figura 30: Porcentaje de individuos registrados en el sector no quemado, según su origen y especie.

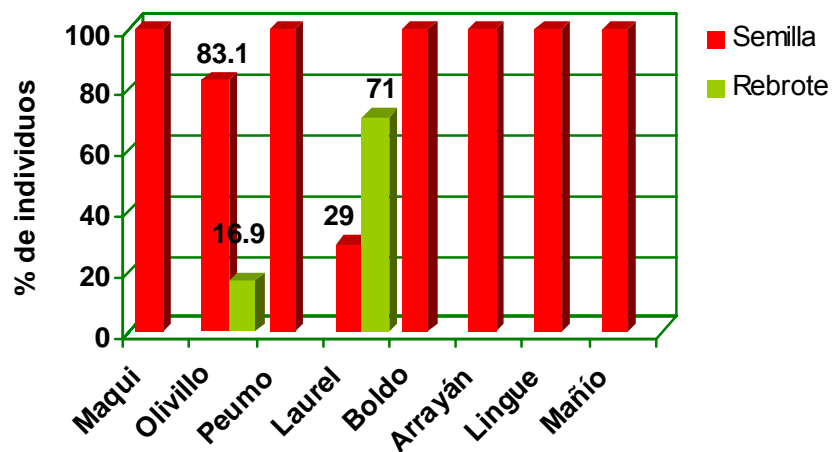


Figura 31: Porcentaje de individuos registrados en el sector quemado, según su origen y especie.

Tabla VII: Total de individuos, por tipo de origen y especie, registrados para los dos sectores muestreados

Sector	Especie	Origen			
		Semilla		Rebrote	
		Ind. / ha	%	Ind. / ha	%
No quemado	Olivillo	35.250	81.5	8.000	18.5
	Peumo	3.000	100		
	Lingue	250	9.1	2.500	90.9
	Maqui	2.000	100		
	Total = % =	40.500 79.4		10.500 20.6	
Quemado	Maqui	139.000	100		
	Olivillo	36.750	83.1	7.500	16.9
	Peumo	11.250	100		
	Laurel	2.250	29	5.500	71
	Boldo	1.750	100		
	Arrayán	1.000	100		
	Lingue	750	100		
	Mañío	750	100		
Total = % =	193.500 93.7		13.000 6.3		

(Fuente: Elaboración propia)

5.3.2 Tamaño de la regeneración

En la Figura 32 se observa que para el sector control la mayor proporción de individuos se encuentra representada en la clase de tamaño 2 (0.5 – 1 m) con un 71,6% del total, seguida por la clase 1 (< a 0.5 m) con un 27,9%, en tanto que para el sector quemado se aprecia una mayor concentración de individuos en las clases 1 y 3 (1 – 2 m), con un 33,9% y un 39,7% respectivamente, seguidas de las clases 3 y 4 (> a 2 m) con porcentajes similares que corresponden a un 12,6% y un 13,8% (Tabla VIII).

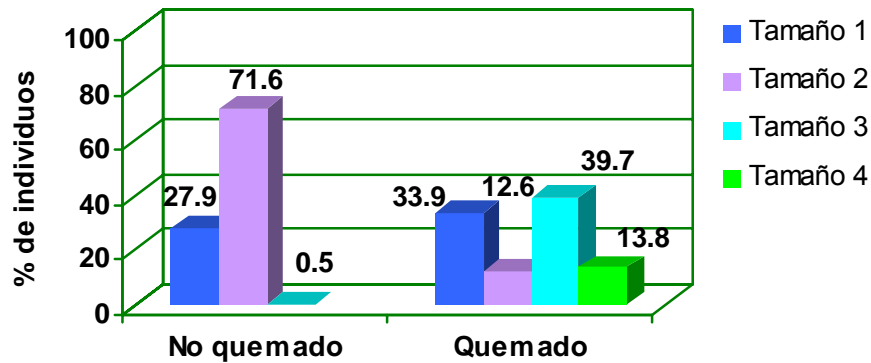


Figura 32: Porcentaje de individuos de todas las especies registrados para cada sector según su tamaño.

En el sector control se observa que sólo la especie olivillo presenta individuos en las clases de tamaño 2 y 3 registrándose la mayoría de ellos en la clase de tamaño 2 con una representatividad del 84,4% y la menor proporción en la clase 3 con tan sólo un 0,6% del total para la especie (Figura 33). El resto de las especies presentan el 100% de sus individuos en la clase de tamaño 1.

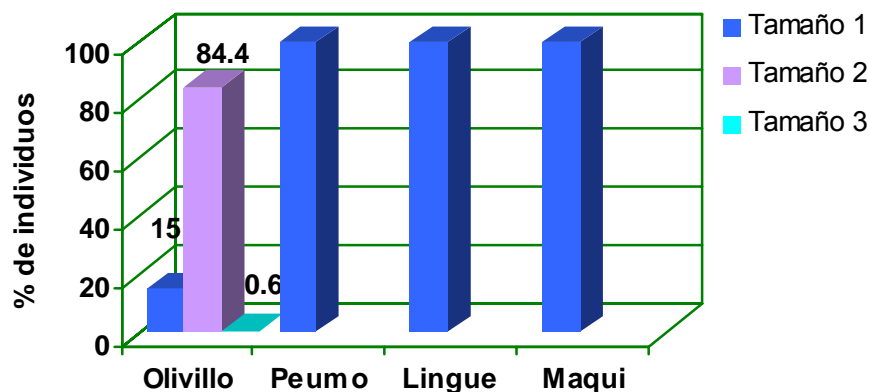


Figura 33 Porcentaje de individuos registrados en el sector no quemado, según su tamaño y especie.

En la Figura 34 se observa que en el sector quemado la única especie que no presenta individuos en la clase de tamaño 1 es el arrayán, mientras que peumo, laurel, boldo, lingue y mañío registran el 100% de sus individuos en esta categoría, olivillo el 93,2% y maqui sólo un 4,7%. En la clase de tamaño 2 se registran individuos sólo de las especies maqui, olivillo y arrayán, destacando la mayor proporción de individuos de esta última especie con un 75%. En la clase de tamaño 3 se registra la mayor cantidad de individuos de la especie maqui con un 58,8% y un 25% de los individuos de la especie arrayán. Por último, sólo el maqui presenta individuos en la clase de tamaño 4 abarcando un 20,5% del total para esta especie.

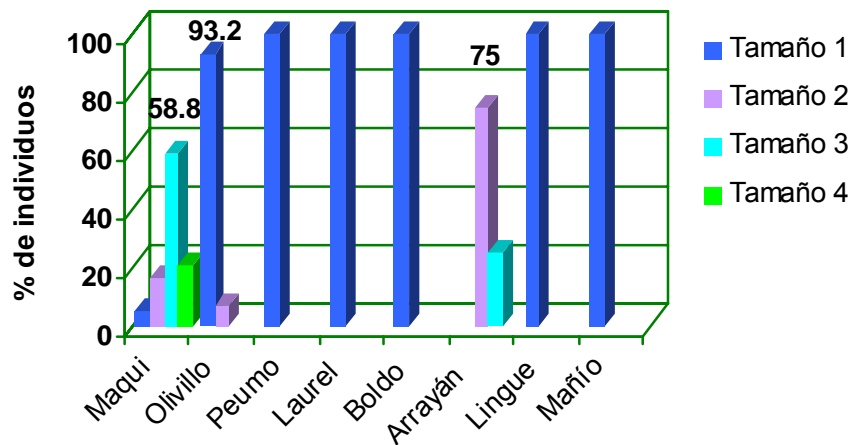


Figura 34: Porcentaje de individuos registrados en el sector quemado, según su tamaño y especie.

Tabla VIII: Total de individuos, por clase de tamaño y especie, registrados para los dos sectores muestreados

Sector	Especie	Tamaño (m)							
		1 (< 0.5)		2 (0.5-1)		3 (1-2)		4 (> 2)	
		Dens.	%	Dens.	%	Dens.	%	Dens.	%
No quemado	Olivillo	6.500	15.0	36.500	84.4	250	0.6		
	Peumo	3.000	100						
	Lingue	2.750	100						
	Maqui	2.000	100						
	Total =	14.250		36.500		250			
	% =	27.9		71.6		0.5			
Quemado	Maqui	6.500	4.7	22.250	16	81.750	58.8	28.500	20.5
	Olivillo	41.250	93.2	3.000	6.8				
	Peumo	11.250	100						
	Laurel	7.750	100						
	Boldo	1.750	100						
	Arrayán			750	75	250	25		
	Lingue	750	100						
	Mañío	750	100						
Total =	70.000		26.000		82.000		28.500		
	% =	33.9		12.6		39.7		13.8	

Dens. = densidad en individuos por hectárea

(Fuente: Elaboración propia)

5.3.3 Sanidad de la regeneración

Se observa en la Figura 35 que para el sector control la mayor parte de los individuos registrados presenta un estado de sanidad 2 (con daño aparente) con un 49% de representatividad, seguido de un 43,2% de individuos en estado de sanidad 1 (sano, sin daño aparente) y una pequeña proporción de individuos en estado de sanidad 3 (con daño severo) (8,8%). Para el sector quemado se observa un porcentaje mayor de individuos en estado de sanidad 1

correspondiente a un 82,1% del total, mientras que el 17,9% restante se encuentra en estado de sanidad 2 y no se registra individuos con daño severo (Tabla IX).

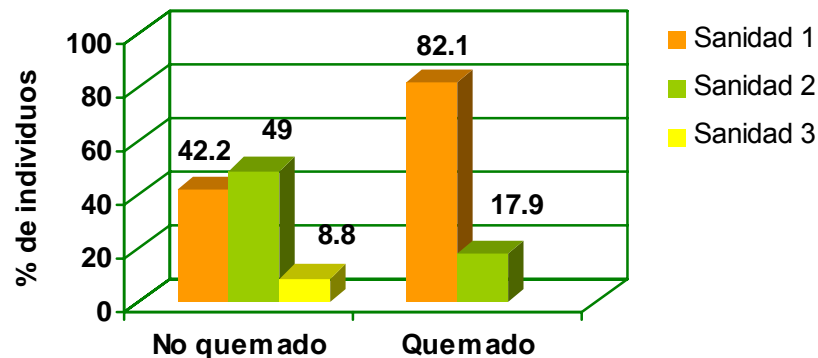


Figura 35: Porcentaje de individuos de todas las especies registrados para cada sector según el estado fitosanitario.

En el sector no quemado (Figura 36) se puede observar que la especie con mejor estado de sanidad es el lingue, ya que presenta el 100% de individuos en estado de sanidad 1. Por el contrario la especie cuyos individuos se registran como los más deteriorados es el maqui, que presenta un 50% de individuos en estado de sanidad 2 y el 50% restante en estado de sanidad 3. Con respecto a la especie peumo, el 50% de sus individuos se encuentra en buen estado de sanidad (1), mientras que el 50% restante se encuentra en estado de sanidad 2 y 3, con un 41,7% y un 8,3% respectivamente. Por último, el olivillo presenta el mayor porcentaje de individuos en estado de sanidad 2 (52,6%), seguido por el estado de sanidad 1 con un 39,9% y una pequeña proporción en estado de sanidad tres (7,5%).

Con respecto al sector quemado (Figura 37) se observa que la especie lingue, al igual que en sector control, presenta el 100% de sus individuos en estado de sanidad 1, junto con las especies arrayán y mañío. A diferencia de lo ocurrido en el sector control, la especie maqui presenta un 89,7% de individuos en estado de sanidad 1 y sólo un 10,3% en estado de sanidad 2. Del mismo modo, el olivillo registra un 67,2% de individuos en estado de sanidad 1 y un 32,8% en estado de sanidad 2. La especie peumo también se registra con mejor estado de sanidad que en el sector control, alcanzando aquí un 95,6% de representatividad en el estado de sanidad 1.

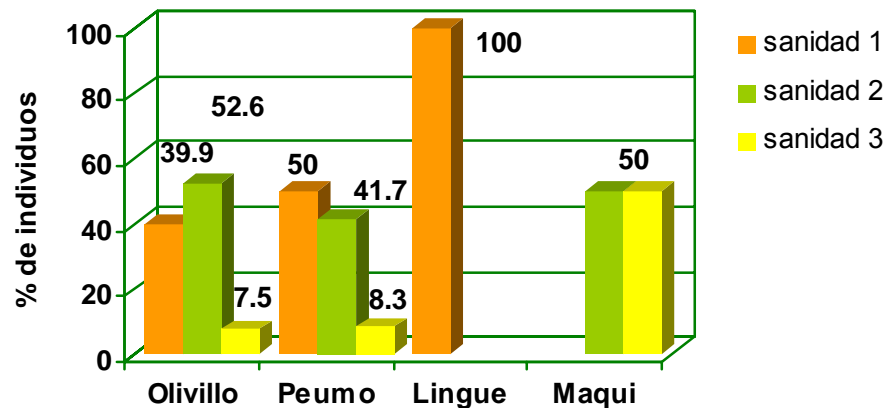


Figura 36: Porcentaje de individuos registrados en el sector no quemado, según su estado fitosanitario y especie.

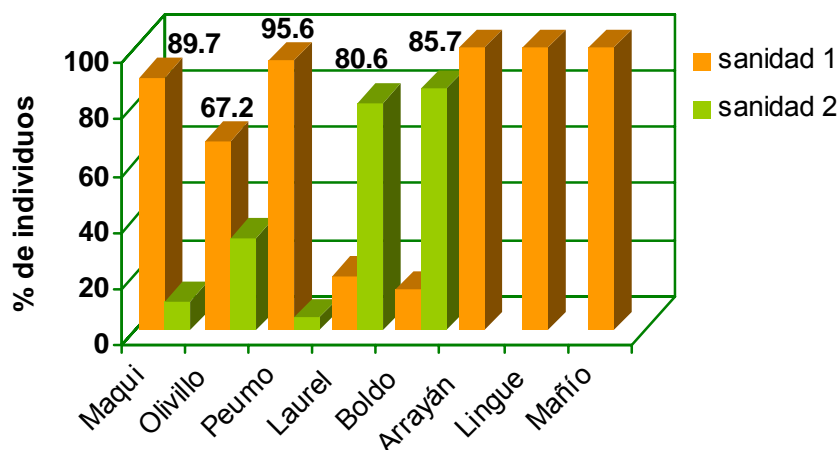


Figura 37: Porcentaje de individuos registrados en el sector quemado, según su estado fitosanitario y especie.

Tabla IX: Total de individuos, por estado de fitosanitario y especie, registrados para los dos sectores muestreados

Sector	Especie	Sanidad					
		1		2		3	
		Ind. / ha	%	Ind./ ha	%	Ind. / ha	%
No quemado	Olivillo	17.250	(39.9)	22.750	(52.6)	3.250	(7.5)
	Peumo	1.500	(50)	1.250	(41.7)	250	(8.3)
	Lingue	2.750	(100)				
	Maqui			1.000	(50)	1.000	(50)
	Total =	21.500		25.000		4.500	
	% =	42.2		49		8.8	
Quemado	Maqui	124.750	89.7	14.250	10.3		
	Olivillo	29.750	67.2	14.500	32.8		
	Peumo	10.750	95.6	500	4.4		
	Laurel	1.500	19.4	6.250	80.6		
	Boldo	250	14.3	1.500	85.7		
	Arrayán	1.000	100				
	Lingue	750	100				
	Mañío	750	100				
Total =	169.500		37.000				
% =	82.1		17.9				

(Fuente: Elaboración propia)

5.3.4. Análisis estadístico

Las cuatro especies presentes en el sector control fueron registradas también en el sector quemado. Se comparó el número de individuos de cada especie en ambos sitios a través de la distribución binomial, bajo la hipótesis nula de no diferencia, es decir, igual número de individuos en cada sector (en proporción 0.5) con un nivel de confianza del 95%.

Para este análisis se obtuvo los valores p que se presentan en la Tabla X. Este resultado muestra que sólo para las especies maqui y peumo se observan diferencias significativas en la cantidad de individuos registrados para cada sector. Para maqui se compara una cantidad de 2.000 ind. /ha en el sector control con 139.000 ind. / ha en el sector quemado, de igual manera para peumo las cantidades son 3.000 ind. /ha contra 11.250, ante tales cifras las diferencias resultan evidentes.

Tabla X: Resultados de distribución binomial para número de individuos.

Especie	Valor p
<i>Aextoxicon punctatum</i> (olivillo)	0.872629
<i>Cryptocarya alba</i> (peumo)	0.000013
<i>Persea lingue</i> (lingue)	0.057373
<i>Aristotelia chilensis</i> (maqui)	0.000000

(Fuente: Elaboración propia)

En cuanto a los distintos atributos medidos a la regeneración, para el origen sólo las especies lingue y olivillo pueden ser comparadas estadísticamente. Para verificar la existencia de diferencias significativas en la proporción de individuos que se generan a partir de semilla o en forma vegetativa se utilizó la prueba exacta de Fisher que arrojó los resultados que se observan en la Tabla XI.

Estos valores muestran que sólo para el lingue existen diferencias significativas en la proporción de individuos que regeneran a partir de semilla y en forma vegetativa al comparar ambos sectores, esto dado que en el sector control se registra un 90,9% de individuos originados a partir de regeneración vegetativa mientras que el 100% de individuos presentes en sector quemado tienen su origen a partir de semilla.

De mismo modo, para el tamaño de la regeneración sólo las especies maqui y olivillo pueden ser comparadas estadísticamente para ver si existen diferencias significativas en la proporción de individuos cuyo tamaño se encuentra en cada una de las categorías definidas. La prueba exacta de Fisher arrojó los resultados que se observan en la Tabla XI.

Los valores calculados muestran que para ambas especies existen diferencias significativas en la proporción de individuos registrados en cada categoría de tamaño al comparar ambos sectores. En el caso del maqui el 100 % de los individuos registrados para el sector control se encuentran en la primera clase

de tamaño, mientras que en el sector quemado se distribuyen en las cuatro categorías concentrándose la mayor proporción en la clase de tamaño tres. Para olivillo, la diferencia se produce, principalmente, porque en el sector control la mayor proporción de individuos se presenta en la clase de tamaño 2, mientras que en el sector quemado se concentran en la clase de tamaño 1.

Finalmente, para el estado fitosanitario se comparó los registros para las especies maqui, olivillo y peumo en ambos sectores.

Los resultados (Tabla XI) señalan que para las tres especies existen diferencias significativas entre la sanidad que presentan sus individuos para el sector quemado y no quemado. Esta diferencia se produce ya que el maqui en el sector control presenta sus individuos repartidos equitativamente entre las clases de sanidad 1 y 2, mientras que para el sector quemado el 89.7% de los registros se encuentran en la clase 1. Por otro lado, olivillo en el sector control registra la mayoría de sus individuos en la clase 2, 52,6%, mientras que para el sector quemado el 67,2% se encuentra en la clase 1. Por último, peumo presenta un tan sólo 50% de registros en la clase 1 para el sector control, y un 95,6% de sus individuos en esta clase para el sector quemado.

Tabla XI: Resultados de la prueba exacta de Fisher para el origen, tamaño y estado fitosanitario de los individuos en ambos sectores.

Atributo	Especie	Prueba exacta de Fisher
Origen	<i>Aextoxicon punctatum</i> (olivillo)	0.780
	<i>Persea lingue</i> (lingue)	0.011
Tamaño	<i>Aextoxicon punctatum</i> (olivillo)	0.000
	<i>Aristotelia chilensis</i> (maqui)	0.000
Sanidad	<i>Aristotelia chilensis</i> (maqui)	0.000
	<i>Aextoxicon punctatum</i> (olivillo)	0.000
	<i>Cryptocarya alba</i> (peumo)	0.001

(Fuente: Elaboración propia)

6. DISCUSION

6.1 Situación original

6.1.1 Composición y estructura

En el pasado en el llano central desde el río Malleco hasta el paralelo 41°S aproximadamente, se desarrollaba un bosque constituido principalmente por *Nothofagus obliqua*, *Laurelia sempervirens*, *Persea lingue* y *Aextoxicon punctatum* (Veblen & Schlegel 1982), del cual quedan hoy escasos vestigios.

Casi todos estos bosques fueron talados alguna vez para despejar terrenos para la agricultura y ganadería, o fueron sometidos a fuego. Muchos de ellos fueron abandonados y en esas áreas surgió gran parte de los renovales de *Nothofagus obliqua* y *Nothofagus alpina* (P. et E.) Oerst. (Donoso 1998).

Donoso (1981) clasifica este bosque dentro del tipo forestal roble- raulí-coigüe como el subtipo remanente original, el que a su vez corresponde a la formación de parque y a la formación de *Nothofagus obliqua* y *Laurelia sempervirens* a las que hacen referencia Pisano (1954) y Fuenzalida (1965), a los bosques de latifoliadas deciduas de la zona templada (Schmidhusen 1956) y a la estivisilva valdiviana de laurifoliadas (Oberdorfer 1960).

Los resultados obtenidos muestran que la comunidad original del área de estudio corresponde a este tipo de bosques, muy escasos pero ecológica y científicamente muy importantes. El análisis de composición revela la presencia de 6 especies conformando el dosel superior: *Nothofagus obliqua*, *Aextoxicon punctatum*, *Podocarpus saligna*, *Cryptocarya alba*, *Persea lingue* y *Peumus boldus*, en orden decreciente de importancia, además de un segundo estrato compuesto por las especies mencionadas anteriormente exceptuando *Nothofagus obliqua* y agregándose *Laurelia sempervirens*.

Esta composición concuerda con la descrita para el tipo forestal roble- raulí-coigüe por Donoso (1981) y Del Fierro et al. (1998) que destacan que junto con roble se pueden hallar laurel, lingue y olivillo, entre otras especies, las que estarían formando un estrato perennifolio de menor altura (San Martín et al. 1991).

Respecto de la conífera mañío de hoja larga, Rodríguez et al. (1983) indican que esta especie se desarrolla en asociaciones boscosas donde predominan las especies *Nothofagus obliqua*, *Persea lingue*, *Laurelia sempervirens* y algunas mirtáceas, entre las más importantes, siendo una especie que no forma bosques puros, sino que se presenta en forma aislada en esta asociación. Por otro lado, Ramírez et al. (1976) señalan que esta especie se encuentra frecuentemente asociada a roble y olivillo, pero no siempre es característica de este tipo de bosque. De esta manera lo afirman Del Fierro et al. (op. cit.), quienes dicen que sobre los 600 msnm y hasta los 900 msnm, laurel puede ser reemplazado por

tepa y las otras especies por tineo, trevo y mañío de hoja larga, asociando de este modo a esta conífera a bosques de mayor altitud que el estudiado.

La presencia de las especies peumo y boldo se debe a que la vegetación del Cerro Adencul está descrita como Bosque Caducifolio de Frontera (Gajardo 1983). En este tipo de bosque confluyen elementos de la zona mesomórfica del país, como estas dos especies, y otros de la zona higromórfica como olivillo. Peumo, en su distribución meridional, busca laderas más secas para establecerse, en las que se asocia básicamente con roble y lingue, del mismo modo, boldo es una especie frecuente que se encuentra creciendo en laderas asoleadas de ambas cordilleras y el valle central (Hoffman 1997). Del mismo modo, Veblen & Schlegel (1982), señalan que el bosque de roble-laurel-linge se encuentra limitando con matorrales arborescentes esclerófilos de *Peumus boldus*, *Lithraea caustica* (Mol.) Hook. & Arm., *Quillaja saponaria* Mol. y *Cryptocarya alba*, en el norte de su distribución.

Según Gajardo (1993) un gran número de rodales de este tipo de bosque corresponden a renovales de poca edad, puesto que, como ya se mencionó, los bosques originales han sido fuertemente reducidos para habilitación de terrenos para la ganadería y agricultura. Del mismo modo, Donoso (1981) señala que los bosques que constituyen este tipo forestal son por definición renovales, es decir, bosques de segundo crecimiento constituidos por especies más agresivas, de más rápido crecimiento y mayor habilidad competitiva. Este sería el caso del rodal en estudio basándose en las mediciones del diámetro a la altura del pecho

(DAP). Este parámetro, que es un buen estimador de la estructura etárea de la comunidad, estaría indicando que este bosque es un renewal puesto que las especies con altos valores de importancia presentan una mayor proporción de individuos en las clases diamétricas menores, por lo que se trata de árboles jóvenes.

Si se analiza las alturas de los individuos presentes en el rodal original, se observa que su distribución se ajusta a lo que Donoso (1998) define como *rodales en estrato*. Esta estructura de tamaños puede producirse en rodales dominados por especies intolerantes bajo las cuales se establece una regeneración masiva de especies tolerantes. Para el caso de los bosques de *Nothofagus*, se observa uno o dos estratos inferiores constituidos por especies tolerantes como *Laurelia sempervirens*, *Persea lingue* y *Aextoxicon punctatum*, como se aprecia en el área de estudio.

6.1.2 Regeneración en el sector control

En el sector control se registró regeneración de cuatro especies arbóreas nativas: *Aextoxicon punctatum* (olivillo) con un 84,8%, *Cryptocarya alba* (peumo) con un 5,9%, *Persea lingue* (lingue) con un 5,4% y *Aristotelia chilensis* (maqui) con un 3,9%, alcanzando un total de 51.000 individuos por hectárea.

En general, la mayor proporción de individuos de este sector se origina a partir de semillas (79,4%), posee una altura entre 0,5 y 1 metro (71,6%) y un estado fitosanitario de categoría 2, es decir, con algún daño aparente (49%).

Olivillo resulta ser la especie más abundante con un total de 43.248 individuos por hectárea, cifra muy similar a la encontrada por Veblen et al. (1979) bajo el dosel continuo de un remanente original, mostrando un total de 49.200 individuos por hectárea que corresponde a un 72,4% de la regeneración total. La gran abundancia de regeneración avanzada (juveniles establecidos bajo el dosel) que presenta olivillo, se debe principalmente a que es una de las especies más tolerantes a la sombra del bosque chileno (Escobar et al. 1998). Al respecto, Saldaña & Lusk (2003) evaluaron la influencia de cuatro especies dominantes de un bosque templado del sur de Chile sobre la disponibilidad de recursos (nutrientes y luz) y su relación con la composición de la regeneración avanzada, concluyendo que las especies que regeneran bajo este dosel difieren más en sus requerimientos lumínicos que nutricionales, siendo la luz el recurso más limitante en el sotobosque. De este modo las mayores abundancias relativas las presentaron aquellas especies que han sido definidas como las más tolerantes a la sombra, como es el caso de olivillo que se desarrolla fácilmente en estas condiciones. Además, esta es una especie que posee buena semillación y abundante germinación en primavera en el frío del bosque, después del periodo de estratificación (Donoso 1984).

En cuanto a los distintos parámetros medidos a la regeneración, en relación al origen de las plántulas de olivillo en este sector, cabe señalar que un 81,5% de los individuos se encuentra regenerando a partir de semilla, confirmándose lo expuesto en el párrafo anterior respecto a la buena semillación y germinación de esta especie. Por otro lado, esta es la única especie que registró individuos hasta la clase de tamaño 3 (1 – 2 m) concentrando un 84,4% en la clase de tamaño 2 (0.5 – 1 m), es decir, en su mayoría son plantas bien establecidas. Se observa que el estado fitosanitario de las plántulas se presenta entre regular y bueno, registrándose un 39,9% y un 52,6% de los individuos, en las clases de sanidad 1 y 2 respectivamente, es decir, sano (sin daño) y con daño aparente.

Peumo presenta un total de 3000 ind. / ha y su origen es en un 100% a partir de semilla. Se trata de una especie tolerante a la sombra y cuya regeneración natural por semillas se efectúa generalmente bajo cubierta arbórea y en presencia de una espesa capa de hojarasca, factor que mejora la disponibilidad hídrica para la germinación de las semillas y sobrevivencia de las plántulas (Alfaro & Sierra 1973). El 100% de estos individuos presentan tamaños inferiores a 50 cm y respecto al estado fitosanitario el 41,7% se encuentra en estado regular y un 8,3 % en mal estado, encontrándose sólo un 50 % en buen estado. Esta situación probablemente se debe al ataque del insecto "conchuela" (*Diaspidis chilensis*) que produce defoliación y muerte de las partes infectadas (Del Fierro et al. 1998).

Para lingue, en cuanto a su abundancia, Veblen et al. (1979) señalan una regeneración de 17.600 ind. / ha bajo el dosel continuo de un remanente original, cifra muy superior a la registrada en este estudio, que alcanza a 2.750 ind. / ha. Respecto a esta diferencia cabe señalar que el 90,9% de los individuos registrados para esta especie tienen su origen en regeneración vegetativa. Con el resultado de esta evaluación podría suponerse que la baja abundancia de regeneración de lingue se debe a un escaso aporte de semillas viables desde el dosel, punto que puede explicarse debido a la juventud de los ejemplares que conforman los estratos superiores, los que en su mayoría (60%) se encuentran en la primera clase diamétrica (10–20 cm) por tratarse de un renoval.

Respecto al tamaño de las plántulas de lingue, los resultados muestran que el 100% de ellas no superan los 50 cm de alto y pese a que poseen un buen estado fitosanitario (100% sanos) no se puede hablar de regeneración bien establecida.

Por último, la escasa participación de maqui en la regeneración de este sector (2.000 ind. / ha), se debe a que esta especie es intolerante a la sombra. Esta falta de condiciones óptimas para su desarrollo se ve reflejada en el tamaño que alcanzan los individuos el que, del mismo modo que en el caso de lingue, no supera los 50 cm. Además, el estado fitosanitario de estas plántulas es en un 50% regular y un 50% malo.

Cabe señalar que en este sector no se registró regeneración de la especie dominante *Nothofagus obliqua*. Se cree que la falta de regeneración de roble se debe a la intolerancia a la sombra de esta especie, más que solamente a un banco de semillas inadecuado. Al respecto, Donoso (1981) señala que en estos renovales no se encuentra en general regeneración abundante de *Nothofagus* porque son bosques que están en proceso de establecimiento y competencia y son pocos los árboles semilleros o, simplemente, porque al ser especies intolerantes bajo las condiciones de densidad y distribución que existen, no tienen suficiente luz para germinar y / o establecerse.

De acuerdo a lo expuesto por Veblen & Schlegel (1982) la ausencia de regeneración de roble sumada a la gran abundancia de regeneración de olivillo y su presencia en casi todas las clases diamétricas definidas, sugiere que esta especie tolerante a la sombra (olivillo) estaría empezando gradualmente a reemplazar a la especie emergente roble. Del mismo modo, estos autores señalan que en algunos casos la distribución de clases de tamaño de especies de tolerancia intermedia como lingue, indica que ella también estaría aumentando como participante de esta tendencia sucesional. Al observar los resultados se aprecia que si bien lingue no presenta una regeneración abundante, los individuos registrados para esta especie en el análisis de estructura se concentran mayoritariamente en las primeras clases diamétricas, lo que estaría indicando que esta especie está comenzando a establecerse en el rodal.

6.2 Situación dos años después de incendio

6.2.1 Descripción del sector quemado

Las observaciones realizadas en terreno permiten deducir que el incendio que se produjo en esta área fue de carácter mixto. Se aprecia la ausencia prácticamente total de los estratos arbóreo y arbustivo originales, lo que indica la ocurrencia de un incendio de tipo superficial en los cuales se queman las plantas del sotobosque y parte del perímetro de los árboles. Por otro lado, los árboles que se encuentran en el sector están en su mayoría muertos en pie (sin rebrote) y quemados característicamente desde la base hasta la copa lo que demuestra la ocurrencia de un incendio de corona. Este tipo de siniestro se constituye cuando las llamas del incendio superficial alcanzan las primeras ramas de la copa, hecho que se ve facilitado, en este caso, por tratarse de un renoval con una estructura disetánea, es decir, que posee una escalera de edades que determina una continuidad de copas desde el suelo hasta las más altas, por donde el fuego fue trepando (Soto & Vázquez 2001). Una vez alcanzadas las copas, el fuego probablemente viajó de una a otra en forma rápida debido a la densidad del renoval.

De acuerdo a Julio (1987) los principales factores que determinan el comportamiento del fuego son: el clima, la topografía y la vegetación (como combustible). Al respecto hay que señalar la existencia de una serie de factores que pudieron influir en la intensidad y expansión del fuego en este sector. Este

incendio, al igual que la mayoría de los ocurridos en nuestro país, se produjo en verano, época en la que se producen las máximas temperaturas. Este hecho junto con que el bosque estudiado se ubica en una ladera de exposición NE condiciona fuertemente la cantidad de humedad de los materiales combustibles debido a la mayor incidencia de la radiación solar (Julio 1990). Respecto a la topografía, Füller (1991) señala que el factor más importante es la pendiente. Mientras más inclinada sea la ladera mayor será la velocidad de expansión de un incendio, de este modo, la fuerte pendiente existente en el este sector (30°) es un factor que facilitó la propagación del fuego que fue ascendiendo por ella.

Como ya se mencionó, como efecto inmediato del fuego ocurrió la pérdida total de los estratos arbustivo y herbáceo además de la mayor parte de la masa fotosintética y las ramas de los árboles que quedaron reducidas a cenizas. El alto porcentaje de mortalidad de árboles con DAP > 10cm (72,5%) se debe fundamentalmente a la escasa o nula adaptación al fuego que poseen las especies presentes en esta área. Algunas leñosas tienen cierta resistencia al fuego debido a su corteza gruesa, a yemas de crecimiento protegidas por hojas, a la capacidad de rebrote de sus raíces o tallos menos dañados, o a que su altura aleja del fuego los tejidos más susceptibles (Gill 1981). Al respecto, Donoso (1997) señala que muchas especies del bosque chileno tienen la capacidad de rebrotar de tocones después de tala o incendio, pero al tratarse de individuos jóvenes y de corteza delgada el daño por fuego es normalmente más serio, como se observa en este sector, en el que ha provocado la muerte de la mayor parte de ellos.

Como lo señalan Villaseñor & Sáiz (1990), la principal consecuencia inmediata de la disminución casi a cero de la cobertura es que prácticamente toda la superficie queda expuesta a mayor radiación y a la acción del viento y la lluvia. Cuando este tipo de bosque es intervenido muy drásticamente, es decir, cuando se eliminan muchos individuos en superficies muy amplias se produce un cambio muy brusco en las condiciones microambientales dentro del bosque. Como consecuencia se altera la dinámica regenerativa al perderse las condiciones óptimas de regeneración para la mayoría de las especies. Es así como muchas veces se produce la invasión de quila, maqui y zarzamora, que pueden dificultar de sobremanera la regeneración dentro del bosque (Martínez 1999).

La situación antes descrita coincide con lo observado en terreno. Se constató la presencia de la especie introducida *Rubus ulmifolius* (zarzamora), de la bambucea nativa *Chusquea quila* (quila) y de *Aristotelia chilensis* (maqui), todas indicadoras de alteración del bosque puesto que necesitan luz para su desarrollo (San Martín et al. 1991).

Quila es una especie que está siempre presente en este tipo de bosque, y en rodales que han sido fuertemente intervenidos. Sin embargo, pese a ser una especie invasora, no forma matorrales secundarios en reemplazo del bosque de roble-laurel-lingue, y por el contrario es desplazada de los murrals que se forman en su lugar, debido a la mayor necesidad de humedad edáfica de la quila (Ramírez et al. 1984). Esta situación fue presenciada en terreno, y pese a que

la abundancia de ninguna de las dos especies fue cuantificada, se puede afirmar que *Rubus ulmifolius*, especie introducida que impide la regeneración del bosque (Donoso 1997, Ramírez 1982), presenta una mayor cobertura en el borde del área quemada, mientras que para quila sólo se observaron escasos ejemplares en el interior del rodal.

6.2.2 Regeneración después del incendio

En el sector quemado se observó regeneración de 8 especies arbóreas nativas: *Aristotelia chilensis* (maqui) con un 67,3%, *Aextoxicon punctatum* (olivillo) con un 21,4%, *Cryptocarya alba* (peumo) con un 5,4%, *Laurelia sempervirens* (laurel) con un 3,8%, *Peumus boldus* (boldo) con un 0,8%, *Luma apiculata* (arrayán) con un 0,5%, además de *Persea lingue* (lingue) y *Podocarpus saligna* (mañío) con un 0,4% cada una, de un total de 206.500 ind. / ha.

En general, al igual que en el sector control, la mayor proporción de individuos de este sector se origina a partir de semillas (93,3%), sin embargo, presentan una altura mayor a la del sector inalterado, entre 1 y 1,5 metro (39,7%), y un mejor estado fitosanitario el que en este sector es de categoría 1, es decir, sano (82,1%).

La gran abundancia de maqui en este sector, 139.000 ind. / ha, se debe a que esta es una de las primeras especies que invaden los terrenos recién rozados (Hoffman 1997). Rodríguez et al. (1983) señalan que maqui es una especie

secundaria que aparece en la sucesión como colonizador de suelos recién quemados o explotados formando grandes manchas llamadas macales, que sirven para proteger el terreno de la erosión. La cantidad de individuos registrados para este sector muestra diferencias significativas respecto al sector control. Esto se debe a que al ser esta una especie intolerante encuentra aquí las condiciones apropiadas para su desarrollo por lo que coloniza progresivamente y prolifera en este tipo de áreas. De este modo su abundancia es consecuencia de la alteración del bosque y no refleja una condición original de la asociación de roble-laurel-lingue (Figueroa et al. 1986).

Respecto al origen del maqui, no se registró individuos originados a partir de regeneración vegetativa. Esto confirma la escasa o nula participación de la especie en la situación original del bosque, puesto que no existen individuos que puedan rebrotar después del incendio. Por el contrario, se observa que el 100% de los individuos de la especie se generan a partir de semillas, cuya diseminación se produce principalmente mediante la ingestión del fruto por diversas aves (Hoffman 1997). Los resultados que arroja la evaluación del tamaño y del estado fitosanitario de los individuos de maqui, muestran que, a diferencia del sector control, los ejemplares de esta especie se encuentran bien establecidos en esta área. Esto se refleja en que el 58,8% de los individuos registra tamaño 3 (1 - 2 m) y un 20,5 % en la clase 4 (> 2 m) y, por otro lado, en que el 89,7% de los individuos se encuentra en la clase de sanidad 1, es decir, sanos.

La especie que sigue a maqui en abundancia es olivillo. Para esta especie se registró un total de 44.250 ind. / ha cantidad que no presenta diferencias significativas con la registrada en el sector control, lo que se justifica debido a que el maqui estaría ejerciendo un efecto nodriza sobre la regeneración de olivillo. El "efecto nodriza" ocurre cuando una planta facilita el establecimiento de plántulas (ya sea de su misma especie u otras) bajo o entre su dosel ya que ofrece condiciones más favorables para la germinación de semillas y el crecimiento de éstas (Callaway 1992). En el matorral los manchones de vegetación protegen a las plantas de la herbivoría, además de crear un microclima con mejor nivel de luminosidad, mayor humedad y temperaturas más moderadas bajo el dosel que fuera, aumentando así significativamente la expectativa de vida de las plántulas en comparación con los espacios abiertos (Peñaloza et al. 2001). De este modo las semillas de olivillo se ven favorecidas por las condiciones aportadas por el maqui, ya que si quedasen a la intemperie o expuestas a campo abierto perderían su humedad y terminarían por secarse y morir. Este efecto nodriza ha sido documentado por Rosas (1991) quien señala que en la Cordillera de los Andes, en etapas sucesionales posteriores a la colonización y dominancia de especies intolerantes como el maqui, aprovechando la protección y sombra de estas especies, pueden establecerse también especies tolerantes como olivillo.

En cuanto al origen de la regeneración de olivillo, no se observan diferencias significativas respecto del sector control, puesto que en ambos lugares la mayoría de los individuos se originan a partir de semilla, las que probablemente

fueron traídas a este lugar por aves que consumen sus frutos en zonas aledañas (Siebert 1999). No ocurre lo mismo al analizar el tamaño y la sanidad donde sí se presentan diferencias significativas entre un sector y otro. Para el caso del tamaño se observa que en este sector la mayoría de los individuos (93,2%) no supera los 50 cm de altura y el 67,2% posee un buen estado fitosanitario. Pese a esto no se puede afirmar que la especie se encuentra bien establecida puesto que prácticamente no se registra plántulas de tamaños superiores. Esto puede deberse a que se ven suprimidas bajo el dosel de maqui que les otorga protección o a que están recién comenzando a establecerse y por ello no han alcanzado aún tallas superiores.

Se cree que el maqui estaría ejerciendo el mismo efecto nodriza sobre las especies tolerantes *Cryptocarya alba* (peumo) y *Peumus boldus* (boldo), las que registran 11.750 y 1.750 ind. / ha respectivamente.

Respecto a peumo, se aprecia que su abundancia en este sector es significativamente mayor a la existente en el sector control. Esta especie posee una vigoroso rebrote de tocón cuando pierde sus ejes aéreos, debido a la ocurrencia de perturbaciones como incendio, sin embargo, del mismo modo que en el sector control, el 100% de los individuos de peumo del sector quemado tienen su origen a partir de semillas, las que probablemente han sido depositadas en esta área por aves que han consumido sus frutos en sectores aledaños. Al respecto, Armesto et al. (1987) señalan que si bien la barocoría o dispersión por gravedad es un medio importante en esta especie, las semillas

caídas bajo los árboles pueden también ser transportadas más lejos por aves y mamíferos. No se aprecian diferencias significativas en cuanto al tamaño al comparar con el sector control, pero sí existen diferencias en cuanto al estado fitosanitario, el que resulto ser mucho mejor en este sector registrándose un 95,6% de individuos sanos.

Boldo aparece regenerando sólo en este sector con 1.750 ind. / ha los que representan sólo a un 0,8% del total. Se señala que esta especie posee una excelente capacidad de regeneración a través de rebrote de tocón y que posee una escasa regeneración natural debido al bajo porcentaje de germinación de sus semillas por el efecto inhibitor del pericarpio del fruto (Rodríguez et al. 1983). Sin embargo, al igual que peumo, el 100% de los individuos registrados para esta especie se han originado a partir de semillas. Al respecto, Donoso (1998) indica que aves y mamíferos tienen un efecto positivo en la regeneración natural del boldo, los que se alimentan del pericarpio carnosos de las drupas sin digerir las semillas. De esta manera, al excretarlas con las fecas, permiten una diseminación abundante y a gran distancia. El 100% de los individuos presentó tamaño inferior a 50 cm y con respecto al estado fitosanitario, este fue en un 85,7% de categoría dos, con daño aparente.

Las especies *Laurelia sempervirens* (laurel) y *Persea lingue* (lingue), que se comportan de semitolerantes a tolerantes (Donoso 1997), registraron 7.750 y 750 ind. / ha respectivamente.

Laurel registró regeneración sólo en este sector, esto se debe fundamentalmente a que es una especie que crece de preferencia en claros producidos en el bosque o bajo protección lateral de árboles o arbustos debido a su característica de semitolerante (Donoso 1997), situación que no se da en el sector control. En cuanto al origen, el 71% de los individuos de esta especie se originó a partir de regeneración vegetativa, esta situación coincide con lo expuesto por Escobar et al. (1998) quienes señalan que cuando laurel crece a plena luz solar, lo hace preferentemente a partir de raíces o desde los tocones. El 100% de los ejemplares presentan tamaños inferiores a 50 cm, de los cuales el 80,6% presentó un estado fitosanitario regular, es decir, con daño aparente.

Lingue no presentó diferencias significativas en cuanto a la cantidad de individuos registrados en ambos sectores, pero sí se observa diferencias en cuanto al origen el que en este sector fue en un 100% a partir de semilla. Estas semillas habrían arribado al lugar por zoocoría, puesto que sus frutos son consumidos por aves, destacando entre ellas la torcaza (Hoffman 1997, Veblen et al. 1979). El tamaño de estos individuos no superó los 50 cm y se encontraron con un muy buen estado fitosanitario, sin daño aparente.

Luma apiculata (arrayán) con 1.000 ind. / ha y *Podocarpus saligna* (mañío) con 750 ind. / ha, son especies que, al igual que laurel y boldo, presentaron regeneración sólo en este sector. Mañío es una especie de tolerancia intermedia, por lo que es difícil encontrarlo regenerando bajo el dosel de otras especies (Del Fierro et al. 1998) a lo que se debe su presencia sólo en este

sector. El 100% de los individuos se originó a partir de semilla, las que también se dispersan por zoocoría, poseen un tamaño inferior a 50 cm y un estado fitosanitario bueno.

Arrayán es una especie clasificada como tolerante a la sombra de acuerdo a Del Fierro et al. (1998) lo que difiere de lo expuesto por Donoso (1997) quien señala que esta es una especie semitolerante o de tolerancia intermedia. De acuerdo a lo señalado por este último autor esta especie encontraría mejores condiciones para su desarrollo en este sector que bajo el dosel del bosque. San Martín et al. (1991) indican que arrayán es una de las mirtáceas que se mezcla con el bosque de roble-laurel-lingue en la parte septentrional de su área de distribución, encontrándose entre las especies arbustivas de esta asociación situación que fue evidenciada en el sector control. El 100% de los individuos registrados se originó a partir de semillas, poseen un tamaño entre 0,5 y 1 metro y se encuentran en buen estado fitosanitario.

Diversos autores como De Fierro et al. (op. cit.), Donoso (op. cit.), Donoso et al. (1992) y Veblen et al. (1996), entre otros, señalan que roble es una especie colonizadora de áreas sin vegetación, condición que es reafirmada por su característica de especie intolerante a la sombra y dispersión anemófila de sus semillas. Esta característica sumada a su gran capacidad de retoñación, la han hecho constituir extensos renovales en la zona centro – sur de Chile, en lugares en que el bosque fue casi completamente explotado y afectado por incendios.

En contraposición a lo expuesto en el párrafo anterior, cabe señalar que no se registró regeneración de ningún tipo para la especie roble en este sector, pese al abundante banco de semillas observado.

Al respecto, Veblen et al. (1996) indican que el fuego intenso promueve el rebrote de *Nothofagus obliqua* en grandes áreas quemadas, excepto en sitios con falta de fuente de semillas cercana, sujetos a severo ramoneo, expuesto a fuertes vientos, en pendientes xéricas, altas elevaciones o donde el suelo es poco profundo.

La preexistencia del renoval en este sitio descarta que las condiciones de exposición, pendiente, altitud y tipo de suelo hayan influido negativamente en la germinación y establecimiento de esta especie. De este modo, se puede atribuir la ausencia de regeneración de roble a la cantidad y calidad de las semillas existentes en el área, por un lado, y a la herbivoría, por otro.

Veblen et al. (op. cit.) señalan que para los *Nothofagus* en general la producción y viabilidad de semillas es altamente variable de un año a otro y que roble, frecuentemente, presenta ciclos bianuales de producción de semillas, con un año de alta producción seguido de otro de baja producción.

De este modo, si el año en que se produjo el incendio coincidió con uno de alta producción de semillas la escasa o nula germinación y posterior establecimiento de esta especie pudo deberse a que sus semillas poseen una latencia

fisiológica, es decir, que aún bajo condiciones ambientales adecuadas no son capaces de germinar (Donoso et al. 1992).

Ahora, si se asume que en algún momento pudieron establecerse las plántulas de esta especie, estas pueden haber desaparecido por sufrir herbivoría. En relación a este tema, Donoso (1997) señala que el roble es muy apetecido por el ganado, el que, en exceso, simplemente no permite el establecimiento de las plántulas, las que además resultan dañadas por el pisoteo, especialmente en pendiente. Si bien no se observó ganado ovino o de otro tipo en este sector, cabe destacar la presencia de ciervo rojo que puede provocar el mismo efecto sobre las plántulas de roble.

Por otro lado, si este incendio coincidió con un año de baja producción de semillas, estas claramente no fueron suficientes para ganar en competencia a las de la especie pionera *Aristotelia chilensis*. Así, las semillas observadas en terreno habrían arribado a este sitio un año después del incendio, encontrándose con ejemplares de maqui establecidos previamente que impidieron su desarrollo.

Además en cualquiera de las dos situaciones, las semillas pudieron ser atacadas por larvas de insectos perforadores cuya intensidad de ataque aumenta en años de baja producción (Donoso et al. op. cit.).

Por último, la explicación de la ausencia de regeneración de roble puede ser tan simple como que al tratarse de un renoval no se cuenta con una buena fuente de producción de semillas (semilleros) viables.

En forma independiente al factor que impide la regeneración de la especie dominante de este bosque, lo cierto es que en este momento la dinámica de este sector está siendo controlada por la especie pionera *Aristotelia chilensis* que se ha establecido en forma de matorral.

Ramírez (1982) señala que cuando se destruye los bosques y luego se retira la influencia de ellos, se forman matorrales secundarios, los que normalmente permiten a largo plazo la regeneración de la comunidad primitiva. Sin embargo, Siebert (1999) señala que los bosques con importante grado de alteración pueden recuperarse naturalmente, pero en estos casos ello puede llevar mucho tiempo, entre 50 y 100 años.

Lo anterior hace evidente la necesidad de desarrollar estrategias tendientes a la restauración del ecosistema alterado, que permitan acortar este tiempo de recuperación. Además, cabe señalar que de acuerdo a la clasificación del grado de alteración de un ecosistema realizada por Vázquez et al. (1999), Jiménez et al. (2002) y Sol (1999) y en consideración de los resultados obtenidos en esta evaluación, el área de estudio presenta un nivel II de alteración, situación ante la cual se requiere la intervención del hombre para la recuperación del ecosistema.

6.3 Lineamientos para la restauración ecológica del bosque quemado

De acuerdo a lo propuesto por Ecodet A.C. (2001) (Figura 38) el proceso de restauración ecológica puede dividirse en cinco etapas:

- Identificación del área a restaurar
- Definición de la estrategia de restauración
- Establecimiento de parcelas de restauración
- Mantenimiento y evaluación periódica de las parcelas de restauración
- Datos de campo – indicadores de restauración

Este modelo puede ser tomado como base para realizar el proceso de restauración ecológica del bosque motivo de este estudio. Si bien es cierto, existe en este modelo una serie de etapas que pueden no ser necesarias, proporciona un orden lógico y sencillo para establecer los pasos a seguir para recuperar el área afectada por incendio.

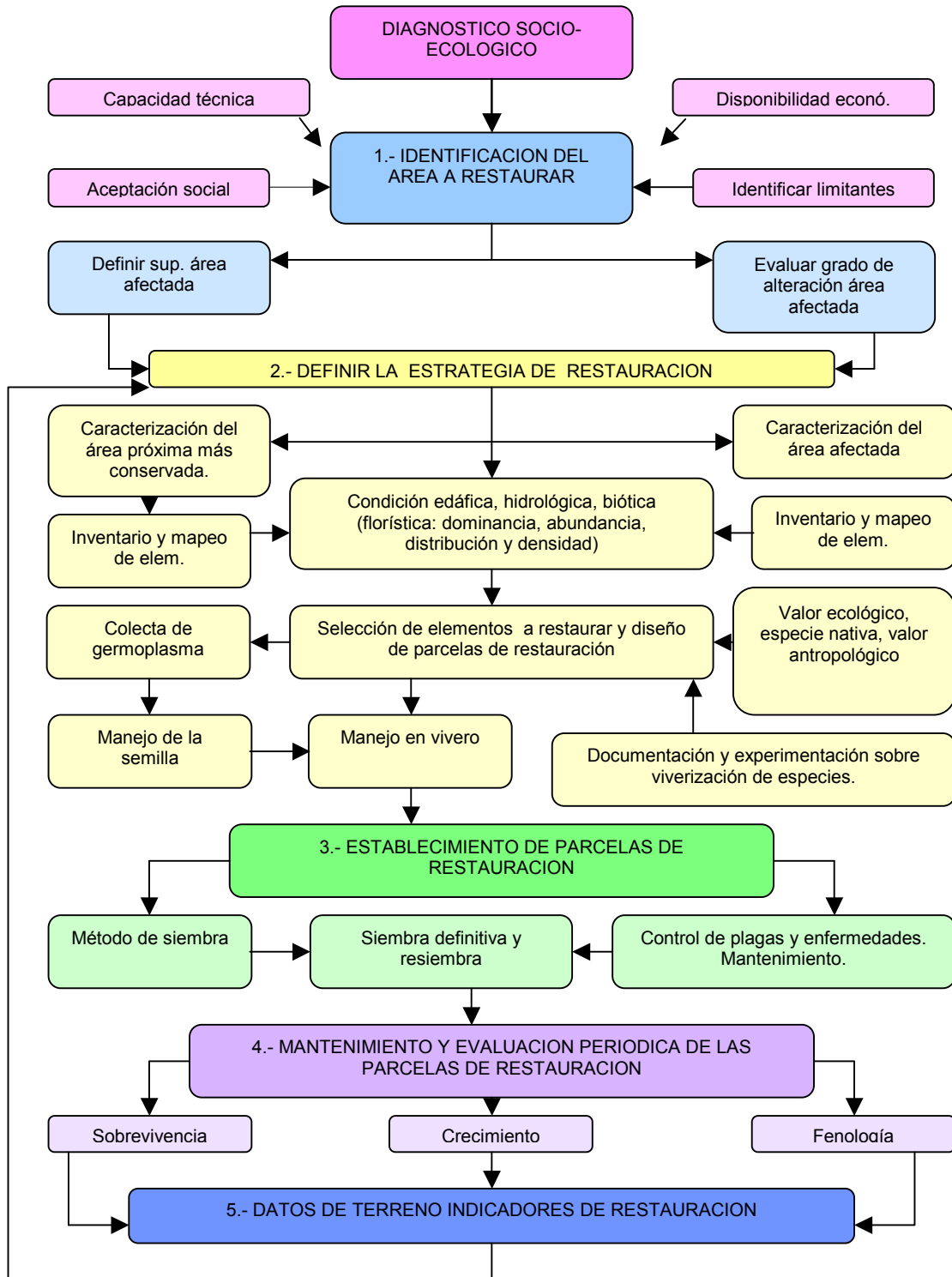


Figura 38: Modelo de restauración e interacción entre sus elementos
 (Fuente: Ecodet A.C. (2001) en Sol et al. (2003), modificado por el autor)

Identificación del área a restaurar

La caracterización y cuantificación de la zona afectada permite decidir sobre las acciones que se deben implementar para favorecer la ocurrencia de procesos naturales de regeneración o en su caso iniciar la restauración (Sol et al. 2003), por lo que se considera prioritario realizar la medición del área total afectada por el fuego. Para realizar esta medición se considera ideal contar con fotografías aéreas posteriores al incendio.

Definición de la estrategia de restauración

La planeación e identificación de la estrategia de restauración es fundamental, para ello es preciso contar con información base sobre las características de la zona y los recursos materiales y humanos disponibles. Al respecto el presente estudio aporta la información básica referente al estado actual del área afectada por el fuego y del área conservada más próxima, la que se considera elemental para poder realizar una adecuada selección de los elementos a restaurar. De este modo, y de acuerdo a lo señalado por Sol et al. (op. cit.) una vez que se conoce la vegetación presente en el área alterada y en el área conservada, por diferencia se obtienen los individuos y especies faltantes que se integrarán al área a restaurar.

Los resultados obtenidos indican la total ausencia de regeneración de la especie dominante (*Nothofagus obliqua*) de la asociación boscosa existente en

el área, en el sector alterado, así se estima que la primera meta en este caso será enriquecer el área afectada con ejemplares de esta especie y de este modo reponer el dosel superior para luego crear lo más rápidamente posible las condiciones de semisombra que permitan controlar el crecimiento de las especies invasoras como el maqui y otros competidores y, por otro lado preparen el territorio para las especies tolerantes que forman el segundo estrato arbóreo.

Una vez que se conozca el número de individuos que deberán ser integrados al ecosistema alterado, se procederá a coleccionar el germoplasma, el que puede provenir de progenitores presentes en el área alterada o del área conservada más próxima (Sol et al. 2003). En relación con la procedencia del material biológico, al trabajar con especies nativas es especialmente importante plantar o enriquecer con plántulas de semillas provenientes del mismo lugar o de sitios similares, ya que la mezcla de procedencias puede generar un daño genético irreversible para las especies forestales nativas (Siebert 1999).

De acuerdo a Schmidt (2000), la colecta deberá realizarse de varios progenitores y de diferentes sitios, aunque siempre de la misma masa forestal, llevando un registro de la procedencia y características del progenitor.

En esta etapa se considera primordial conocer la fisiología del tipo de semilla que se colecta para poder manejarla y almacenarla adecuadamente. Al respecto, Donoso et al. (1992) en el documento "Técnicas de vivero y

plantaciones para roble (*Nothofagus obliqua*)” proporcionan toda la información básica necesaria para el adecuado desarrollo de esta etapa (Anexo II), información que puede profundizarse revisando a Donoso et al. (1999) en Donoso & Lara (1999).

Esta etapa termina con el establecimiento de un vivero y la producción de plántulas.

Establecimiento de parcelas de restauración

De acuerdo a Sol et al. (2003), para la realización de esta etapa se debe contar con una serie de condiciones:

- Ecológicas: se refiere a que el sitio a restaurar cuente (de manera natural o inducida) con las condiciones mínimas para permitir la sobrevivencia, adaptación y protección de las plantas.

- Técnicas: Implica un conocimiento previo de los diseños de siembra establecidos, de la calidad del material a utilizar, de la densidad de siembra y de la preparación del sitio (reducir competencia, reducir daño por animales, entre otros).

- Social: Debe incluirse en este proceso a la población local y a las instancias que están comprometidas en la administración del recurso.

De acuerdo a lo anterior hay que concentrarse, en una primera etapa, en las condiciones técnicas que permitan que el área cumpla con las condiciones ecológicas necesarias para el desarrollo de las plántulas de roble.

Lo primero que se debe tener en cuenta es que al reconstituir un bosque a partir de la situación inicial de un matorral de pioneras, se cuenta con un valioso aporte inicial. En este caso maqui es una especie que prepara óptimamente el sitio para las especies exigentes, reemplaza la primera generación boscosa, alcanza la altura ideal, crea condiciones de luz óptimas y envejece y muere pronto, dando paso a las especies del bosque (Siebert 1999). De este modo es muy provechoso utilizar las condiciones de sitio y no eliminar la vegetación pionera completamente mediante roce y quemas, como es usual.

Siebert (op. cit.) señala que de no existir presencia de *Nothofagus* en el matorral, como es el caso de este estudio, la formación debe ser preparada mediante huecos y fajas para incorporarlos al dosel superior.

De este modo, antes de realizar la plantación de individuos para recuperar el bosque se debe preparar el terreno con cortas de aprovechamiento y preparatorias en el dosel superior y cortas de acondicionamiento en el sotobosque.

Para realizar una cosecha adecuada (corta de aprovechamiento) puede utilizarse el modelo propuesto por Piest (1996) que permite decidir la extracción o permanencia de los árboles, como se aprecia en la Figura 39.

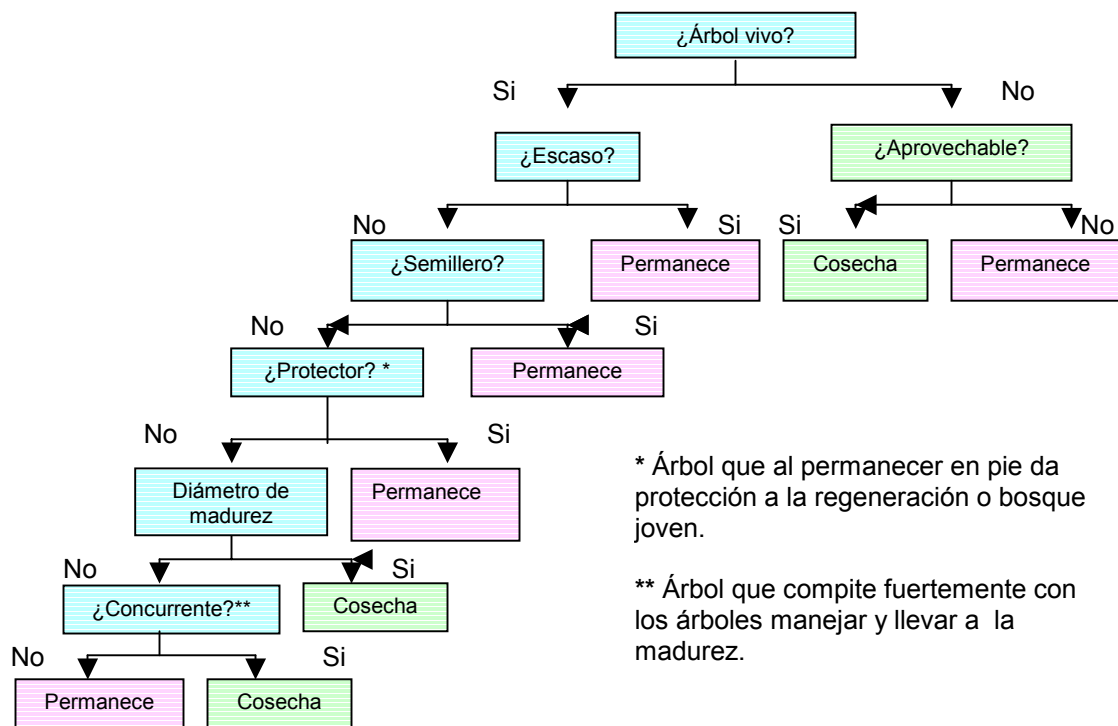


Figura 39: Modelo de decisión de corta en bosques naturales alterados
(Fuente: Piest (1996) en Siebert 1999)

Siguiendo este modelo se puede tomar una decisión adecuada respecto de aquellos individuos que se registraron como muertos en pie, los que corresponden a un 72,5% del total aproximadamente, los que podrían ser cosechados para ser aprovechados como leña, por ejemplo, asegurándose de dejar aquellos que pudiesen cumplir alguna función de protección. Respecto al 27,5% restante de los árboles en pie (vivos) lo más probable es que como

resultado de este análisis se decida dejarlos, puesto que, resulta casi obvio pensar que serán en su totalidad escasos, que más de alguno resultará ser un semillero y que otorgarán protección a la regeneración.

Posteriormente, una vez realizada la cosecha para utilización del recurso forestal remanente, será necesario abrir franjas de 2 a 3 metros de ancho, separadas por 12 a 13 metros, mediante roce de acuerdo a lo recomendado por Siebert (1999), para realizar la plantación de los individuos de roble en los que serán dispuestas en hileras.

Al respecto Siebert (op. cit.), recomiendan la incorporación de 500 a 400 plántulas por hectárea las que deben poseer una altura mínima de 1 metro, para que sean capaces de sobreponerse a la competencia, que en este caso será principalmente de maqui. Los resultados muestran, para el sector control, una cantidad de 270 ind. / ha con un DAP > 10 cm, de acuerdo a esto se recomienda plantar 350 ind. / ha considerando un promedio de mortalidad cercano al 11% (Jara 2003) para los primeros años de vida de la especie y manteniendo un margen por aquellos individuos con DAP < 10 cm que no fueron contabilizados en el análisis de estructura del sector control.

Se considera fundamental en esta etapa la implementación de algún sistema de cercado de las parcelas de restauración o exclusión de ganado, puesto que, de acuerdo a lo señalado por Jara (op. cit.), el ramoneo de animales domésticos es una de las principales causas de muerte en el periodo de establecimiento de las

plántulas. Al respecto, Tacón (2004) señala que la mantención de un elevado número de animales sueltos en el bosque provoca a la larga un grave deterioro en la salud del ecosistema, puesto que el rebrote y la regeneración natural es constantemente ramoneada, lo que dificulta la recuperación del bosque tras una perturbación natural o humana. De este modo, solamente algunas especies venenosas como el pilo-pilo (*Ovidia pillopillo*), espinosas como el espino negro (*Rhaphithamnus spinosus*) o de mal sabor para el ganado como el canelo (*Drimys winteri*), logran establecerse en lugares muy frecuentados por este.

Mantenimiento y evaluación periódica de las parcelas de restauración

El mantenimiento de las parcelas es indispensable para propiciar un medio adecuado para el desarrollo de las plantas. Una vez concluida la siembra será necesario que se lleven a cabo labores culturales de limpieza periódica, dependiendo del crecimiento del estrato herbáceo y arbustivo, para evitar el deterioro y competencia de las plantas que se han establecido. Al respecto Jara (2003) señala que junto al ramoneo por ganado doméstico mencionado anteriormente, una causa muy importante de mortalidad de plántulas es la competencia por luz y agua con especies agresivas como hierbas y arbustos, por ello este cuidado se considera fundamental para lograr éxito en el proceso de restauración.

Debe considerarse, además, el monitoreo sanitario de plagas y/o enfermedades para poder bloquear brotes de las mismas o impedir su expansión por toda la parcela.

Por último, es importante considerar la evaluación del crecimiento y/o desarrollo de las plantas, para lo cual se debe incluir al menos los siguientes parámetros: crecimiento en longitud (altura de la planta), diámetro basal y aparición de hojas.

Datos de campo e indicadores de restauración

De acuerdo a Sol et al. (2003) la información que se genere durante el proceso de restauración es valiosa para validar o replantear el modelo, por lo que se recomienda contar con una base de datos de cada una de las fases del proyecto.

Finalmente hay que señalar que la restauración ecológica es un proceso a largo plazo, como se aprecia en la Figura 2 (pag.15), y que la recuperación de la estructura del hábitat es una fase intermedia, la recuperación de la funcionalidad del ecosistema es la meta final.

7. CONCLUSIONES

En relación al sector control:

- Los análisis de estructura y composición fitosociológica realizados en el sector control, permiten concluir que el bosque original del área de estudio corresponde a un renoval del tipo forestal roble-raulí-coigüe, que presenta una estructura en estratos, con un dosel superior dominado por la especie intolerante *Nothofagus obliqua* (roble) y un segundo estrato arbóreo en el cual domina la especie tolerante *Aextoxicon punctatum* (olivillo).

- Las especies arbóreas nativas que regeneran bajo el dosel de este bosque, en situación normal, son: *Aextoxicon punctatum* (olivillo), *Cryptocarya alba* (peumo), *Persea lingue* (lingue) y *Aristotelia chilensis* (maqui), alcanzando un total de 51.000 individuos por hectárea.

- La mayor proporción de individuos registrados en este sector se originó a partir de semilla (79,4%), posee una altura entre 0,5 y 1 m (71,6%) y presenta algún daño aparente.

- *Aextoxicon punctatum* (olivillo) registró la mayor abundancia de regeneración bajo el dosel original (43.248 ind. / ha), lo que se debe fundamentalmente a que es la especie más intolerante del bosque chileno.

- No se registró regeneración de la especie dominante *Nothofagus obliqua* (roble) debido principalmente a su carácter de especie intolerante.
- La ausencia de regeneración de roble sumado a la gran abundancia de olivillo, sugiere que esta especie tolerante (olivillo) estaría empezando gradualmente a reemplazar a la especie emergente roble.

En relación al sector quemado:

- El incendio producido en el área de estudio fue de carácter mixto, superficial y de copa, cuya intensidad y expansión se vieron favorecidas por tratarse de un renoval, por la fuerte pendiente del sector (30°), por la exposición de la ladera (NE) y por la época en que se produjo (verano).
- El efecto inmediato del fuego fue la pérdida total de los estratos arbustivo y herbáceo, junto con la mayor parte de la masa fotosintética y las ramas de los árboles que quedaron reducidas a cenizas.
- El 72,5% de los árboles con DAP>10 cm fue registrado como muertos en pie, debido a su escasa adaptación al fuego sumada a la delgada corteza que poseen por tratarse de individuos jóvenes.
- Se observó regeneración de 8 especies arbóreas nativas: *Aristotelia chilensis* (maqui), *Aextoxicon punctatum* (olivillo), *Cryptocarya alba* (peumo), *Laurelia*

sempervirens (laurel), *Peumus boldus* (boldo), *Luma apiculata* (arrayán), además de *Persea lingue* (lingue) y *Podocarpus saligna* (mañío) con un total de 206.500 ind. / ha.

➤ En general, al igual que en el sector control, la mayor proporción de individuos de este sector se origina a partir de semillas (93,3%), sin embargo, presentan una altura mayor a la del sector inalterado, entre 1 y 1,5 m (39,7%), y un mejor estado fitosanitario el que en este sector es de categoría 1, es decir, sano (82,1%).

➤ El cambio producido en las condiciones microambientales del bosque, propició la invasión de la especie pionera *Aristotelia chilensis*, que registró una abundancia significativamente mayor a la del sector control, alcanzando a 139.000 ind. / ha, los que a la vez poseen un mayor tamaño y un mejor estado fitosanitario que en el bosque original.

➤ *Aristotelia chilensis* está ejerciendo un efecto nodriza que permite que la regeneración de olivillo no presente diferencias significativas con respecto a la del sector control, y a la vez facilita el establecimiento de otras especie tolerantes como *Cryptocarya alba* y *Peumus boldus*.

➤ No se aprecia regeneración de la especie dominante *Nothofagus obliqua* pese a tratarse de una especie pionera.

- La ausencia de regeneración de *Nothofagus obliqua* puede deberse a una baja cantidad y calidad de las semillas, así como también a la herbivoría o al ataque de larvas insecto que impidieron su establecimiento antes que *Aristotelia chilensis*.

- Esta situación hace evidente la implementación de técnicas de restauración ecológica que faciliten la recuperación de la estructura y composición del bosque original.

8. BIBLIOGRAFÍA

ALFARO R & V SIERRA (1973) Absorción foliar de humedad atmosférica y relaciones hídricas en *Cryptocarya alba* (Mol.) Looser, *Quillaja saponaria* Mol., *Prosopis chilensis* (Mol.) Stuntz y *Acacia caven* Mol. Tesis Ing. For. Santiago, Chile, Universidad de Chile, Facultad de Ciencias Forestales. 70 pp.

ALMEYDA E (1958) Recopilación de datos climáticos de Chile y Mapas sinópticos respectivos. Min. Agric. DTICA. Santiago. 195 pp.

ARMESTO J, P LEON-LOBOS & M ARROYO (1996) Los bosques templados del sur de Chile y Argentina: una isla biogeográfica. En: Ecología de los bosques nativos de Chile. J Armesto, C Villagrán & M Arroyo (eds.). Editorial Universitaria, Santiago, Chile. 23-28 pp.

ARMESTO J, R ROZZI, P MIRANDA & C SABAGN (1987) Plant / frugivore interactions in South American temperate forest. *Revista Chilena de Historia Natural*, 60: 321 -336.

ARROYO M & L CAVIERES (1997) The Mediterranean-type climate flora of central Chile: What do we know and how can we assure its protection?. *Noticiero de Biología*, 5:45-56.

AXELROD D, M ARROYO & PH RAVEN (1991) Historical development of Temperate Vegetation in the Americas. *Revista Chilena de Historia Natural*, 64: 413-446.

BRAUN – BLANQUET J (1964) *Pflanzensoziologie – Grundzüge der Vegetationskunde*. Springer Verlag, Wien. 865 pp.

BRYANT D, D NIELSEN & L TANGLEY (1997) Las últimas fronteras forestales: ecosistemas y economías en el límite. World Resources Institute, Washington, D.C. 42 pp.

CALLAWAY RM (1992) Effect of shrubs on recruitment of *Quercus douglasii* and *Q. lobata* in California. *Ecology* 73: 2118-2128.

CARWRIGTH D (1968) Recopilación bibliográfica sobre protección contra incendios forestales. Tesis Facultad de Ing. Forestal, Universidad de Chile, Santiago. S / p.

CATALÁN R & R RAMOS (1999) Pueblo mapuche, bosque nativo y plantaciones forestales. Las causas subyacentes de la deforestación en el sur de Chile. Ediciones Universidad Católica de Temuco. 81 pp.

CEPE / FAO / OIT (1996) Conclusiones y recomendaciones del seminario: Bosques, incendios y cambio mundial (Forest, fire, and global change). Shushenskoe, Rusia. s/p.

CHANDLER C, P CHENEY, P THOMAS, L TRABAUD & D WILLIAMS (1991) Fire and forestry. vol. II. Forest Fire Management and organizations. Wiley, Nueva York, 298 pp.

CODEFF (1999) Las Áreas Silvestres Protegidas Privadas en Chile: una herramienta para la conservación. Ictp (Iniciativa para la conservación de tierras privadas en América Latina y el Caribe). 96 pp.

CONAF (1998) Información estadística histórica de ocurrencia y daño de los incendio forestales, periodo 1978-1998. Décima Región de Los Lagos. CONAF, Santiago, Chile. 10 pp.

CONAMA (2002) Estrategia de conservación y uso sustentable de biodiversidad, Región de la Araucanía – 2002. Resumen ejecutivo, CONAMA-Chile. 20 pp.

CONAMA (2004) Gobierno aprueba Reglamento para Áreas Protegidas Privadas. 3pp. [http:// www.conama.cl](http://www.conama.cl) (20/5/2004).

CORNELIUS J (1994) Nativas versus exóticas: ¿una distinción de importancia en la selección de especies?. Revista Forestal Centroamericana, N° 10. 15 pp.

DEL FIERRO S, L PANCEL, H RIVERA & L CASTILLO (1998) Experiencia silvicultural del bosque nativo de Chile. Datos Publicación Santiago. Chile, CONAF, Sociedad Alemana de Cooperación Técnica. 420 pp.

DI CASTRI F & E HAJEK (1976) "Bioclimatología de Chile". Universidad Católica de Chile. Santiago. 128 pp.

DONOSO C (1979) Variación y tipos de diferenciación en poblaciones de roble (*Nothofagus obliqua* (Mirb.) Oerst). Bosque 3(1):1-14.

DONOSO C (1981) Tipos forestales de los bosques nativos de Chile. Documento de trabajo N° 38. Investigación y desarrollo forestal (CONAF, PNUD-FAO). Publicación FAO Chile. 80 pp.

DONOSO C (1984) Apuntes docentes. Cátedra de Silvicultura. UACH. Valdivia. Chile.

DONOSO C (1997) Ecología Forestal, el bosque y su medio ambiente. IV^a ed. Editorial Universitaria. Santiago, Chile. 368 pp.

DONOSO C (1998) Bosques templados de Chile y Argentina: variación, estructura y dinámica. Editorial Universitaria, Santiago, Chile. 483 pp.

DONOSO C, M CORTEZ & B ESCOBAR (1992) Técnicas de vivero y plantaciones para roble (*Nothofagus obliqua*). Documento Técnico N° 62. Chile Forestal. 7 pp.

DONOSO P, M GONZÁLEZ, B ESCOBAR, I BASSO & L OTERO (1999) Viverización y plantación de Raulí, Roble y Coigüe en Chile. En: Silvicultura de los bosques nativos de Chile. Donoso C & A Lara (Eds.). Editorial Universitaria. 117 – 244 pp.

DONOSO C & A LARA Eds. (1999) Silvicultura de los bosques nativos de Chile. Editorial Universitaria. 421 pp.

ECOAMÉRICA (2001) Áreas Protegidas Privadas: la oportunidad para un real aporte de los privados en la conservación de la biodiversidad. Ecoamérica N° 10, Agosto, 3 pp.

ECODET A.C. (2001) Restauración Ecológica del Hábitat de las Tortugas Dulceacuícolas Afectado por las Quemadas en la Reserva de la Biosfera Pantanos de Centla. Proyecto F6-00/081. Ecología para la Conservación y el Desarrollo de Trópico A. C.-Fondo Mexicano para la conservación de la Naturaleza. México. Informe # 01. 67 p. En: Modelo para la restauración

ecológica de áreas alteradas. Sol A, C Zenteno, L Zamora & E Torres (2003). Kuxulkab, Revista de divulgación, 7 (14): 48 – 60.

ESCOBAR B, C DONOSO, A ZUÑIGA & H CASTRO (1998) Técnicas de vivero y plantación para olivillo (*Aextoxicon punctatum*). Documento técnico N° 114. Chile Forestal. 8 pp.

FAO (2003) Situación y acontecimientos recientes en el sector forestal. Roma, Italia. 30p. [http:// www.fao.org](http://www.fao.org) (12/11/2003).

FIGUEROA A, H OTEY & C RAMIREZ (1986) Un método para la ordenación de gradientes vegetacionales. Revista Sociedad Chilena de Estadística (2): 105–119.

FUENZALIDA E (1965) Geografía económica de Chile (Biogeografía). Texto refundido, CORFO, 228 – 267.

FÜLLER M (1991) Forest fire: An introduction to wildland fire behavior, management, firefighting, and prevention. Wiley Nature editions, Toronto, Canadá. 238 pp.

GAJARDO R (1983) Estudio básico de clasificación de la vegetación nativa chilena. Universidad de Chile, Santiago. 315 pp.

GAJARDO R (1993) La vegetación natural de Chile. Clasificación y distribución geográfica. Editorial Universitaria. Santiago. 165 pp.

GILL A (1981) Adaptive responses of the Australian vascular plant species to fires. En: Gill AM, RH Groves & I Noble (eds) Fire and the Australian biota: 243-272. Australian Academy of Science, Camberra, Australia.

HAUENSTEIN E, A MUÑOZ, P MOLLER, A GIUBERGIA & M GONZALEZ (1997) Restauración del bosque valdiviano costero. Una experiencia pionera. Revista El Árbol Nuestro Amigo, 11(2): 14-20.

HAUSER A (1970) Capítulo I. Geología. En: Iren Corfo, estudio integrado de los Recursos Naturales Cautín. IREN CORFO. Publicación N° 29: 18-72.

HIGGS E (1997) What is good ecological restoration?. Conservation Biology 11(2):338-348.

HOFFMANN A (1997) Flora Silvestre de Chile: zona araucana. Ediciones Fundación Claudio Gay. 257 pp.

INE (2002) Catástrofes 1996-2001. Capítulo V: efectos de catástrofes naturales de origen antrópico y natural. Volumen I "Incendios Forestales". <http://www.ine.cl/17-ambiente/V.1.htm>.

INSTITUTO GEOGRÁFICO MILITAR (1969) Carta Escala 1: 50.000, Traiguén, sección "G" N° 98. Coordenadas 3800 –7230.

JARA K (2003) Evaluación de una experiencia de restauración de bosque nativo en Isla Del rey, Comuna de Corral. Tesis Universidad Católica de Temuco. 111 pp.

JIMENEZ J (2002) Dinámica de la regeneración de especies tolerantes, en claros naturales, al interior del bosque mixto y renovales de roble del predio Rucamanque, comuna de Temuco, IX Región. Tesis Universidad Católica de Temuco. 166 pp.

JIMÉNEZ J, O AGUIRRE, E TREVIÑO, E GARZA, S MEDELLÍN, G ALANIS & E CANALES (2002) Priorización: Grados de Riesgo y Daño en el Área y Vegetación. En: Curso de Restauración de Áreas Quemadas para ONG'S Conservacionistas. Fondo Mexicano para la Conservación de la Naturaleza. Agencia para el Desarrollo Internacional de Estados Unidos. 20 pp.

JULIO G (1987) Mecanismos de Gestión en el Manejo del Fuego, informe de Convenio N° 132, Universidad Austral de Chile. Facultad de Ciencias Forestales, Valdivia, Chile. 130 pp.

JULIO G (1990) Uso del Fuego en el Manejo de Recursos Forestales, Chile. 82 pp.

KÖEPPEN, W (1931). Dir Klimate der erde. Grundrias der Klimakunde. Berlín.
182 pp.

LANDSBERG J (1997) El fuego y los bosques: el fuego puede ser un buen criado o un mal amo. *In* Proc. XI Congreso Forestal Mundial, Antalya, Turquía.

MACMAHON J & W JORDAN (1994) Ecological restoration. In: Meffe Cr. & R. Carrol (eds). Principles of conservation biology. Sinauers Ass. Inc., Massachusatts. 409-438 pp.

MALDONADO V (1999) Las áreas privadas protegidas en Chile. CODEFF
URL:www.sociedadcivil.cl 101 pp .

MARTINEZ A (1999) Silvicultura práctica en renovales puros y mixtos y, bosques remanentes originales del tipo forestal Roble-Raulí-Coigüe. En: Donoso C & A Lara (Eds.) Silvicultura de los bosques nativos de Chile. Editorial Universitaria. 145 – 176 pp.

MARTINEZ E (2000) Restauración ecológica y biodiversidad. Biodiversitas, año 5(28), enero 2000. s/p.

MUÑOZ A & P MÖLLER (1999) Bosque Nativo y Educación Ambiental. Guía práctica para padres, profesores y monitores. Ediciones CEA. Valdivia, Chile.
151 pp.

MUÑOZ M, H NÚÑEZ & J YÁÑEZ Eds. (1996) Libro rojo de los sitios prioritarios para la conservación de la diversidad biológica en Chile. Ministerio de Agricultura, Corporación Nacional Forestal. 203 pp.

MYERS N, R MITTERMEIER, C MITTERMEIER, J KENT & G FONSECA (2000) Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature* 403: 853 – 858.

NACIONAL RESEARCH COUNCIL N (1992) Conserving biodiversity: a research agenda for development agencies. National Academic Press, Washington D.C. s/p.

NOSS R (1998) El bosque sustentable es un recurso natural y diverso. En: La tragedia del bosque chileno. Ocho Libros Editores. Santiago, Chile. 55-62 pp.

NUÑEZ L (1987) Área mínima y su aplicación en asociaciones del centro-sur del Chile. Tesis Facultad de Ciencias, Universidad Austral de Chile, Valdivia. 61pp.

OBERDORFER E (1960) Pflanzensoziologische studien in Chile. *Reine. Flora et vegetatio Mundi* 2: 1-208.

OJEDA F (1998) Estado actual de la conservación de la diversidad biológica en Chile. *Revista Chilena de Historia Natural* 71(2): 117-120.

ORMAZABAL C (1992) Informe final. Comisión medio Ambiente. Resultados y propuestas, Plan de acción forestal para Chile, Santiago. 32 pp.

PEÑALOZA A, L CAVIERES, M ARROYO & C TORRES (2001) Efecto nodriza intra-específico de *Kageneckia angustifolia* D. Don (Rosaceae) sobre la germinación de semillas y sobrevivencia de plántulas en el bosque esclerófilo montano de Chile central. Revista Chilena de Historia Natural 74 (3): 539 – 548.

PIEST E (1996) Zur ueberführung eines teilweises plötierten Roble naturwaldes im den valdivianschen Anden. Tesis de Grado M. Sc. Forest Trop. Göttingen. En: Siebert H (1999) La silvicultura alternativa: Un concepto silvícola para el bosque nativo chileno

PISANO E (1954) La vegetación de las distintas zonas geográficas de Chile. Revista Geográfica de Chile, Terra Australis, 11: 95 – 106.

QUINTANILLA V (1983) Biogeografía de Chile. Vol. III de Colección Geográfica de Chile. Ed. Instituto Geográfico Militar. 232 pp.

RAMÍREZ C (1982) Pasado, presente y futuro: La vegetación nativa del sur de Chile. Creces 3 (6-7):40-45.

RAMIREZ C, H FIGUEROA, R CARRILLO & D CONTRERAS (1984) Estudio fitosociológico de los estratos inferiores en un bosque de pino (Valdivia, Chile). Bosque 5(2): 65 – 81.

RAMÍREZ C, L STEUBING & M ALBERDI (1976) la familia Hymenophyllaceae (Pteridophyta) en el fundo San Martín, Valdivia, Chile. I. Taxonomía y ecología. Medio Ambiente 2: 21 – 28.

RAMÍREZ C & R WESTERMEIER (1976) Estudio de la vegetación espontánea del Jardín Botánico de la Universidad Austral de Chile (Valdivia), como ejemplo de tabulación fitosociológica. Agro Sur 4(2): 93 – 105.

ROCCO H (1989) Plan de Manejo "Programa de evaluación y mejoramiento de bosque nativo y áreas silvestres, Cerro Adencul del Fundo María Ester". Temuco, Chile. 11 pp.

RODRÍGUEZ D (1996) Incendios forestales. Editorial Mundi Prensa, México. 630 pp.

RODRÍGUEZ R, S MATTHEI & M QUEZADA (1983) Flora arbórea de Chile. Universidad de Concepción, Concepción, Chile. 408 pp.

ROSAS C (1991) Estudio de la vegetación leñosa en áreas afectadas por deslizamientos en el Parque Nacional Puyehue, Osorno (X Región). Tesis, Facultad de Ciencias Forestales, Universidad Austral de Chile.

ROUANET J (1983) Clasificación Agroclimática IX región. 2ª aproximación Macroárea I. Investigación y Progreso Agropecuario. Carillanca. Temuco 2(1): 22-26.

SAAVEDRA M, C RAMÍREZ, C SAN MARTÍN, E HAUENSTEIN, M GONZALEZ & J BURGOS (2000) Evaluación Florística cuantitativa y cualitativa de la Hijueta B, del fundo María Ester (Provincia de Malleco IX Región). Boletín Técnico N° 73. Ministerio de Agricultura. Corporación Nacional Forestal. Unidad de Gestión Patrimonio Silvestre IX Región. 19 pp.

SAIZ F (1990) Incendios forestales en el Parque Nacional La Campana, sector Ocoa, V Región, Chile. I.- Problema e incidencia de incendios forestales en Chile. Anales del Museo de Historia Natural de Valparaíso, 21: 5-13.

SALAS F (1993) Manual de formación para la lucha contra incendios. 1ª Edición. GETISA, Sevilla. 144 pp.

SALDAÑA A & C LUSK (2003) Influencia de las especies del dosel en la disponibilidad de recursos y regeneración avanzada en un bosque templado lluvioso del sur de Chile. *Revista Chilena de Historia Natural*, 76 (4): 639-650.

SAN MARTIN C, C RAMÍREZ, H FIGUEROA & N OJEDA (1991) Estudio sinecológico del bosque de roble-laurel-lingue del centro-sur de Chile. *Bosque* 12(2): 11 – 27.

SCHMIDT L (2000) *Guide to Handling of Tropical and Subtropical Forest Seed*. Edited Danida Forest Seed Centre. Denmark, 511 pp.

SCHMIDTHÜSEN J (1956) Die Räumliche Ordnung der chilenischen vegetation. In: Schmidthüsen j et al. *Forschungen in Chile*. Bonn, Geografisches Institut der Universität Bonn, 1 – 86 pp.

SERNAGEOMIN (1982) *Mapa Geológico de Chile*. Escala 1: 1.000.000.

SERMARNAP (2000) *Texto guía forestal*. Subsecretaría de Recursos Naturales, Dirección General Forestal – SERMARNAP. México D.F. 150 pp.

SIEBERT H (1999) La silvicultura alternativa: Un concepto silvícola para el bosque nativo chileno. En: Donoso C & A Lara (Eds.) *Silvicultura de los bosques nativos de Chile*. Editorial Universitaria. 381 – 408 pp.

SOL A (1999) Desarrollo de un Modelo Ecológico para la Restauración de Ecosistemas Primarios Alterados por Actividades Productivas. Colegio de Postgraduados ,Documento técnico. 32 pp.

SOL A, C ZENTENO, L ZAMORA & E TORRES (2003) Modelo para la restauración ecológica de áreas alteradas. Kuxulkab, Revista de divulgación, 7(14): 48 – 60.

SOTO J & M VAZQUEZ (2001) El gran libro de la Provincia de Santa Cruz. Ed. Oriente – Alfa Centro Literario. <http://www.sacruz.gob.ar> (4/2004)

SPURR S & B BARNES (1982) Ecología forestal. Editorial AGT, México, 690 pp.

STEUBING L, R GODOY & M ALBERDI (2002) Métodos de ecología vegetal. Ed. Universitaria. 345 pp.

TACÓN A (2004) Conceptos generales para la conservación de la biodiversidad. Proyecto CIPMA-FMAM “Ecorregión Valdiviana: Mecanismos Público- Privados para la Conservación de la Biodiversidad en la Décima Región”. Valdivia, 28 pp.

TRABAUD L (1981) Man and fire impacts on Mediterranean vegetation. In Mediterranean- type shrublands (Ecosystems of the world). F. di Castri *et al.* (eds), Elsevier: 523-537.

VAN WAGNER C (1983) Fire behavior in northern conifer forest and shrublands. In: The role of fire in northern circumpolar ecosystem, Wein y Mac Lean (eds): 65-85. John Wiley.

VÁZQUEZ C, A BATIS, M ALCOCER , M DÍAZ & C SÁNCHEZ (1999) Árboles y Arbustos Nativos Potencialmente Valiosos para la Restauración Ecológica y la Reforestación. Proyecto J-084-CONABIO. Instituto de Ecología. Universidad Autónoma de México. México, D. F. Formato Electrónico.

VEBLEN T, D ASHTON & F SCHLEGEL (1979) Tree regeneration strategies in a lowland *Nothofagus*- dominated forest in south-central Chile. Journal of Biogeography 6: 329-340.

VEBLEN T, C DONOSO, T KITSBERGER & A ROBERTUS (1996) Ecology of southern Chilean and Argentinean *Nothofagus* forest. In: Veblen T, R Hill & J Read (Eds.), The ecology and biogeography of *Nothofagus* forest. Yale University Press, New Haven, CT. 293 – 353 pp.

VEBLEN T & S SCHLEGEL (1982) Reseña ecológica de los bosques del sur de Chile. Bosque 4(2): 73 – 115.

VERSCHEURE H, E NEIRA, A LARA, C ECHEVERRIA & P RUTHERFORD

(2002) Bosques frontera de Chile: Un patrimonio natural a conservar. Instituto de Recursos Mundiales (WRI), Comité Nacional pro defensa de la Flora y Fauna (CODEFF), Universidad Austral de Chile (UACH), Santiago, Chile. 60 pp.

VILLARROEL P (2001) Áreas Silvestres Protegidas Privadas como experiencia de filantropía ambiental. Ambiente y Desarrollo 17(1):90 – 93.

VILLASEÑOR R & F SAIZ (1990) Incendios forestales en el Parque Nacional La Campana, sector Ocoa, V Región, Chile. II.- Efecto sobre el estrato arbustivo-arbóreo. Anales del Museo de Historia Natural de Valparaíso, 21: 15-26.

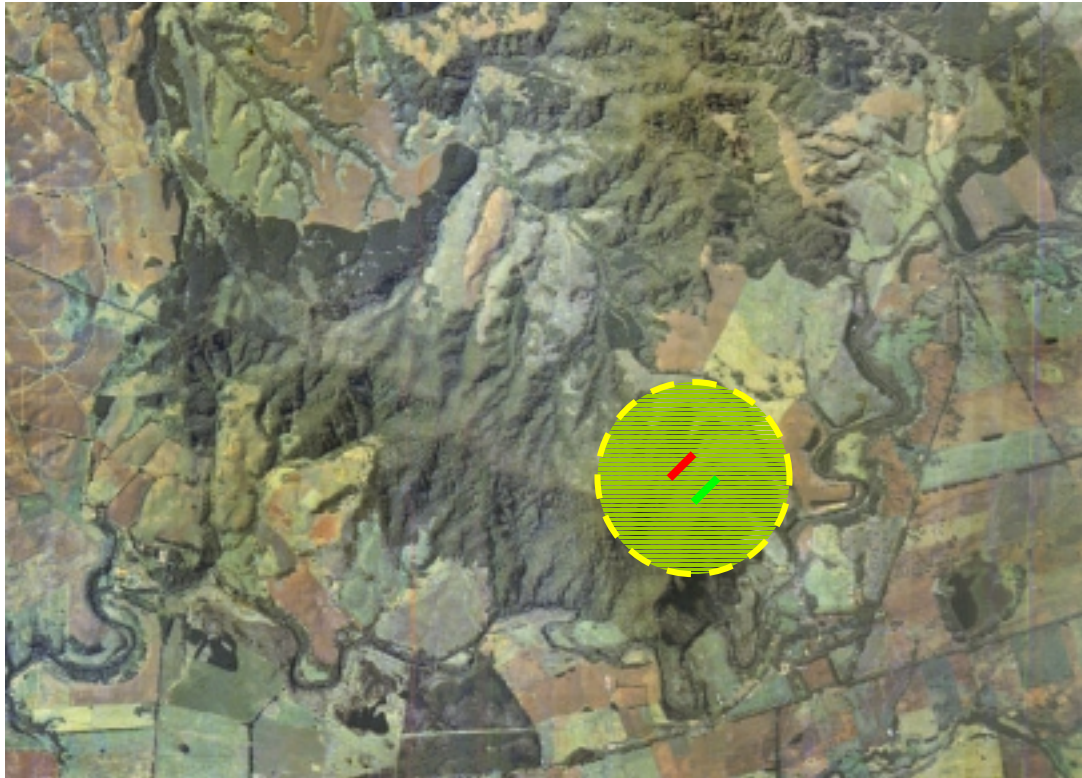
WIKUM D & GF SHANHOLTZER (1978) Application of the Braun-Blanquet cover-abundance scale for vegetation analysis in land development studies. Environmental Management 2(4): 323 – 329.

WILCOX K (1996) Chiles's native forests: A Conservation Legacy. Ancient Forest International, Red way, California, USA. 148 pp.

WRIGHT H & A BAILEY (1982) Fire Ecology. J.Wiley, N.York, 501 pp.

ANEXO I

Ubicación geográfica de los transectos de muestreo



Transectos:



-  **Control** (Latitud: 5765188 S - Longitud: 717770 W)
-  **Quemado** (Latitud: 5764328 S - Longitud: 717764 W)

Figura 40: Localización de los transectos de muestreo en el Cerro Adencul.

Aerofotografía N° 26606 Fuente: CONAF - CONAMA
Latitud 38°15'00`` Longitud 72°37'30`` Año 2000

ANEXO II

Aspectos principales del documento "Técnicas de viveros y plantaciones para roble, *Nothofagus obliqua*" (Donoso et al. 1992)

Ciclo de vida de *Nothofagus obliqua*:

- Floración y polinización: entre agosto y septiembre
- Formación y maduración del fruto: entre septiembre y diciembre
- Diseminación de las semillas por el viento: enero.

Producción de semillas

- Tratamiento para romper la latencia de las semillas

Prueba de flotación (Figura 41): Para romper la latencia de las semillas, 45 días antes de la época de siembra se someten a una prueba de flotación en agua durante 24 horas, con el objeto de separar las semillas viables de las vanas.

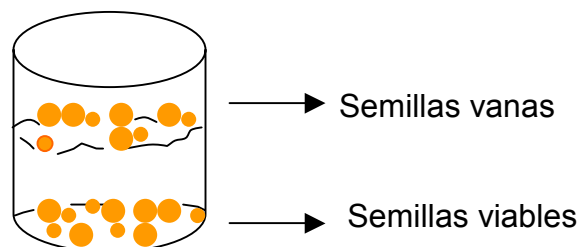


Figura 41: Prueba de flotación de semillas
(Fuente: Elaboración propia, basado en Donoso et al. 1992)

Estratificación de las semillas: Luego de separar las semillas viables, se someten a una estratificación en frío, durante 45 días a $4\text{ }^{\circ}\text{C} \pm 1\text{ }^{\circ}\text{C}$.

Para ello se llena con arena una bolsa plástica, o arpillera, y se agrega agua para humedecerla. Luego se agregan las semillas a la bolsa y se agita vigorosamente para que se mezclen bien con la arena. Una vez cerrada la bolsa se identifica con una etiqueta que debe indicar la especie, procedencia, fecha de inicio y termino del ensayo, y la cantidad de semillas.

Es conveniente hacer perforaciones a la bolsa plástica con el objeto de permitir una buena oxigenación.

Si se carece de una cámara de frío o refrigerador, las bolsas pueden ser colocadas en un hoyo en la tierra a una profundidad de 1,20 m, por el mismo tiempo antes indicado, el que debe ser tapado.

➤ Almacenamiento: Si se desea guardar semillas de un año para otro, una vez colectadas deben eliminarse las impurezas para luego colocarlas en frascos de vidrio cerrados herméticamente para que no pierdan la viabilidad, la que será mantenida en un 77% en este tipo de embase.

Etapas de vivero

➤ Época de siembra: Septiembre

- Profundidad de siembra: 1.5 cm
- Densidad de siembra: 48 a 60 semillas por m² u 8 a 10 semillas por metro lineal
- Fertilización: Es conveniente para que las plantas tengan una buena reserva para asegurar el éxito de la plantación.

Tabla XII: Nutrientes necesarios para las plántulas de *Nothofagus obliqua*.

Nutriente	Dosis (gr / m ²)
Nitrato de amonio	14
Sulfato de potasio	14.4
Superfosfato triple	20
Sulfato de magnesio	31.4

- Proceso de germinación

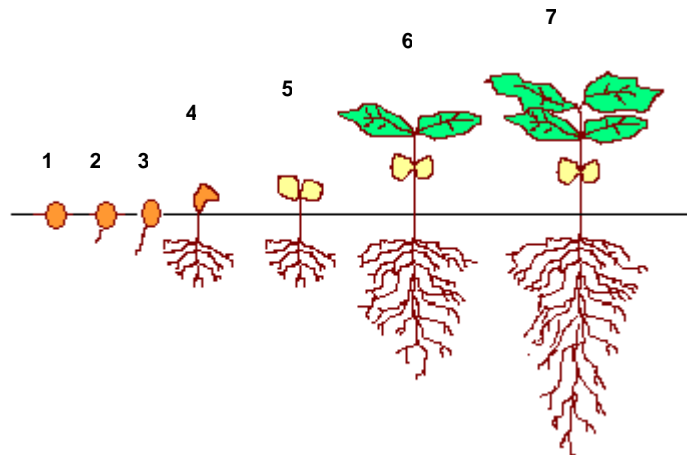


Figura 42: Proceso de germinación. **1)** Semilla; **2)** 3^{er} día de siembra, largo de la radícula 1,5 cm; **3)** 5º día de siembra, largo de la radícula 2,5 cm; **4)** 6º día de siembra; **5)** 7º - 10º día, aparición de los cotiledones (germinación epigea) y ápice de crecimiento; **6)** 14º día, aparición de las raicillas; **7)** 15º a 17º días después de germinadas, aparición de las primeras hojas.

(Fuente: Elaboración propia, basado en Donoso et al. 1992)

➤ Enemigos naturales en vivero

Tabla XIII: Enemigos naturales de *Nothofagus obliqua* en vivero.

	Especie (orden)	Órgano afectado	Efecto	Control (dosis)
Insectos	<i>Hornuis grandis</i> (Coleoptera)	Corteza de tallo y ramillas en zona de brotes.	Pérdida de crecimiento y deformación.	Tamarón 600 (1 lt / ha)
	<i>Hylamorpha elegans</i> (Coleoptera)	Raíces y corteza de plántulas.	Pérdida de crecimiento y mortalidad	Pre-siembra: Volatón 30% (10 kg / ha) Post-emergente: Furadán 4F (1 lt / ha)
	<i>Phitholaema hermanni</i> (Coleoptera)	Sistema radicular y/o cuello de plántulas bajo superficie.	Pérdida de crecimiento y mortalidad	Pre-siembra: Volatón 30% (10 kg / ha) Post-emergente: Furadán 4F (1 lt / ha)
	<i>Omaguacua longibursae</i> (Lepidóptera)	Hoja, en su totalidad	Pérdida de crecimiento	Tamarón 600 (1 lt / ha)
Hongo	<i>Micronegeria fagi</i>	Hoja de las plántulas	Pérdida de crecimiento y eventual mortalidad	Antracol (200-250 g/100 lts de agua)

➤ Poda de raíces (Figura 43): Para desarrollar un buen sistema radicular y aumentar las posibilidades de éxito en la plantación. La pala debe enterrarse en el suelo por un lado de la planta y debe cortar la raíz principal y parte de las raíces secundarias, a ambos lados de la planta.

➤ Crecimiento en vivero: El crecimiento de las plántulas no podadas durante el primer año alcanza a los 55 cm, y a los 45 cm en plantas podadas. El segundo año se logra un incremento de 50^a 110 cm.

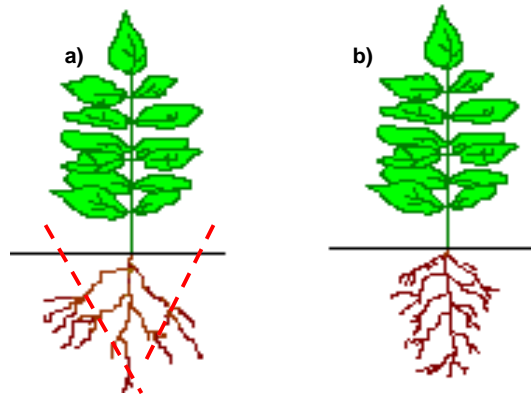


Figura 43: Poda de raíces. **a)** antes de la poda;
b) después de la poda.
(Fuente: Elaboración propia, basado en Donoso et al. 1992)

Plantación

- Extracción de la planta del vivero: la extracción de las plantas se realiza con una pala recta o con laya, enterrándola a unos 10 cm de la platabanda. Una vez removidas, las plantas se toman del cuello y se extraen sacudiéndolas suavemente, con el objeto de eliminar parte del suelo que viene adherido a sus raíces.
- Selección: A medida que se extraen las plantas se eliminan aquellas defectuosas, es decir, de tamaño inadecuado o dañadas por agentes bióticos o mecánicos. Simultáneamente se recortan las raíces demasiado largas para homogeneizar su tamaño y facilitar el embalaje.
- Embalaje: Se realiza en sacos de arpillera en la cantidad de acuerdo al tamaño de las plantas y el saco.

- Transporte: Debe hacerse en un vehículo cerrado, con protección contra el viento para evitar la deshidratación. Para viveros en suelos trumao, se recomienda sumergir las raíces en barro antes del embalaje.
- Época de plantación: Hacia el norte de la X Región se recomienda realizar una plantación temprana, no pasando el mes de julio.
- Realización de la plantación: La plantación debe realizarse en un hoyo lo suficientemente ancho y profundo, que permita la libre introducción del sistema radicular de la planta a la tierra, es decir, que permita que quede perfectamente estirado. Luego se rellena el hoyo con parte de la tierra extraída y se apisona levemente. A continuación se toma la planta del cuello y se tira suavemente hacia arriba, para permitir que el sistema radicular quede bien estirado, se termina de rellenar con la tierra restante y se apisona bien la tierra.
- Enemigos naturales en plantación

Tabla XIV: Enemigos naturales de *Nothofagus obliqua* en plantación

	Especie (orden)	Órgano afectado	Efecto	Control (dosis)
Insectos	<i>Hornuis grandis</i> (Coleoptera)	Corteza de tallo y ramillas en zona de brotes.	Pérdida de crecimiento y deformación.	Tamarón 600 (1 lt / ha)
	Especie no determinada (Hymenoptera)	Hoja	Pérdida de crecimiento y mortalidad	Furadán 4F (1 lt / ha)
	<i>Omaguacua longibursae</i> (Lepidóptera)	Hoja, en su totalidad	Pérdida de crecimiento	Tamarón 600 (1 lt / ha)
Hongo	<i>Micronegeria fagi</i>	Hoja de las plántulas	Pérdida de crecimiento y eventual mortalidad	Antracol (200-250 g/100 lts de agua)

➤ Crecimiento en los primeros años de plantación

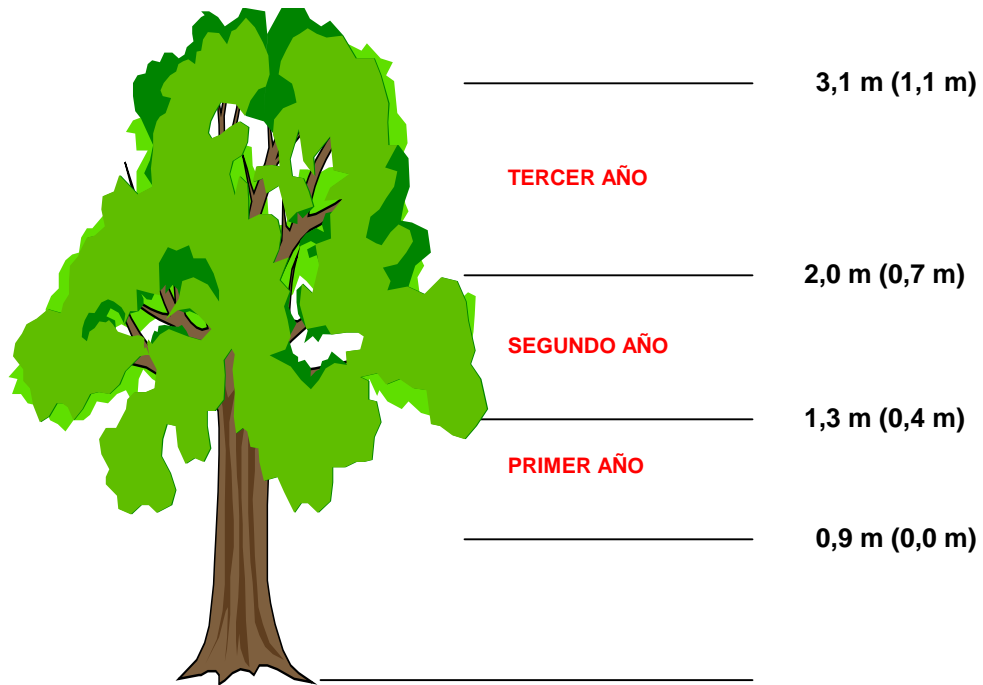


Figura 44: Esquema de crecimiento para *Nothofagus obliqua*.
(Fuente: Elaboración propia, basado en Donoso et al. 1992)

ANEXO III

Aves registradas en terreno

Las especies de aves registradas en la tabla VI fueron identificadas en terreno, por observación directa y / o el sonido de sus voces, por Lorena Ojeda, Sofía Rodríguez, Cristina Vallejos y el autor.

Tabla VI: Listado de aves registradas en terreno

	Nombre científico	Nombre común
CLASE AVES	<i>Strix rufipes</i> King	Concón
	<i>Curaeus curaeus</i> (Molina)	Tordo
	<i>Vanellus chilensis</i> (Molina)	Queltehue
	<i>Sylviorthorhynchus desmursii</i> Des Murs	Colilarga
	<i>Callipepla californica</i> (Shaw)	Codorniz
	<i>Ciclodes patagonicus</i> (Gmelin)	Churrete
	<i>Tachycineta meyeri</i> (Cabanis)	Golondrina chilena
	<i>Enicognathus ferrugineus</i> (Müller)	Cachaña
	<i>Sephanoides galeritus</i> (Molina)	Picaflor
	<i>Troglodytes aedon</i> Vieillot	Chercán
	<i>Tyto alba</i> (Scopoli)	Lechuza
	<i>Athene cunicularia</i> (Molina)	Pequén
	<i>Aphrastura spinicauda</i> (Gmelin)	Rayadito
	<i>Mimus thenca</i> (Molina)	Tenca
	<i>Elaenia albiceps</i> (d'Orbigny y Lafresnaye)	Fío fío
	<i>Scytalopus fuscus</i> (Gmelin)	Churrín
	<i>Scelorchilus rubecula</i> (Kittlitz)	Chucao
	<i>Pterotochos tarnii</i> (King)	Huet huet del sur
<i>Columba araucana</i> Lesson	Torcaza	

(Fuente: información de terreno, elaborado por el autor)