



UNIVERSIDAD DE CHILE
FACULTAD DE CIENCIAS FORESTALES Y DE LA
CONSERVACIÓN DE LA NATURALEZA
DEPARTAMENTO DE SILVICULTURA Y CONSERVACIÓN DE LA
NATURALEZA

EVALUACIÓN DEL CRECIMIENTO Y DEL DAÑO POR
HERBIVORÍA EN UNA PLANTACIÓN INICIAL DE *Nothofagus*
***antarctica* (G. Forst.) Oerst. Y *Nothofagus betuloides* (Mirb.) Oerst**
EN LA PROVINCIA DE PALENA, X REGIÓN

Memoria para optar al Título

Profesional de Ingeniero Forestal

CARLA ESTHER JARA SÁNCHEZ

Profesor guía: Ing. Forestal, Dr. Álvaro Promis Baeza

Santiago, Chile

2013

UNIVERSIDAD DE CHILE
FACULTAD DE CIENCIAS FORESTALES Y DE LA
CONSERVACIÓN DE LA NATURALEZA
DEPARTAMENTO DE SILVICULTURA Y CONSERVACIÓN DE LA
NATURALEZA

EVALUACIÓN DEL CRECIMIENTO Y DEL DAÑO POR
HERBIVORÍA EN UNA PLANTACIÓN INICIAL DE *Nothofagus*
***antarctica* (G. Forst.) Oerst. Y *Nothofagus betuloides* (Mirb.) Oerst**
EN LA PROVINCIA DE PALENA, X REGIÓN

Memoria para optar al Título

Profesional de Ingeniera Forestal

Carla Esther Jara Sánchez

Calificaciones:	Nota	Firma
Prof. Guía, Dr. Álvaro Promis B.	7,0
Prof. Consejero, Dr. Juan Caldentey P.	7,0
Prof. Consejero, Dr. Carlos Magni D.	7,0

AGRADECIMIENTOS

En primer lugar, quiero agradecer la confianza, entrega y dedicación de mi linda familia: mis papás, Manuel y Patricia, mis hermanos Cintia y David y también a mis primos Felipe y Eric, por su paciencia y colaboración en esta memoria de título.

También le agradezco a mi profesor guía, el Dr. Álvaro Promis, quien estuvo siempre dispuesto a aclarar mis dudas y alentarme para finalizar este proceso. A mis profesores consejeros, Dr. Juan Caldentey y Dr. Carlos Magni, por sus aportes en el estudio.

A todo el equipo de Patagonia Sur, quienes me otorgaron todas las facilidades para el proceso de la toma de datos, prestándome servicios de traslados, alimento y estadía en Valle California.

A Camila y Nicolás por ser los mejores compañeros de trabajo, entretención y conversación. Les agradezco mucho la disposición, la paciencia, esas largas caminatas y el trabajo muy bien realizado.

A mis bellas amigas del colegio: Nataly, Dani(s), Rut, Taly y Kathy, siempre alentándome y apoyándome en esta vida estudiantil, aún después de años desde que nos distanciamos.

A mis queridísimos amigos de Universidad (por orden alfabético): Betsa, Chiri, Claudio, Paula, Joshy, Luna, Jorge, Petit, Pame, Fabián, Moni y Mauro, con quienes pasamos noches de ~~comilona~~ estudio, prácticas estivales, salidas a terreno y “encuentros sociales”; nada hubiese sido tan entretenido sin ustedes. En este punto quiero agradecer especialmente a Ramón González y Marcelo Díaz, por apoyarme intelectualmente en el proceso de esta memoria. Gracias a todos, por todo.

También quiero agradecer al Profesor Gustavo Cruz por proporcionarme un espacio físico para trabajar, de lo contrario me hubiese demorado el doble en concluir esta memoria.

En fin, agradecer a tantas personas que estuvieron presentes de uno u otro modo, apoyándome en este periodo de aprendizaje, tanto personal como profesionalmente: a Mariella, Herminia, Panchita y Vero, quienes fueron siempre muy amables conmigo.

Y cómo no agradecer el momento preciso en el que me decidí por esta linda profesión, que le ha entregado tantos momentos felices y enriquecedores a mi vida.

INDICE DE CONTENIDO

RESUMEN

ABSTRACT

1. INTRODUCCIÓN	1
1.1 Antecedentes generales de las especies	1
1.1.1 <i>Nothofagus antarctica</i> (G. Forster) Oerst.	1
1.1.2 <i>Nothofagus betuloides</i> (Mirb.) Oerst.	2
1.2 Plantaciones con especies arbóreas nativas y patagónicas	3
1.3 Limitantes en el establecimiento de plantas	4
1.4 Antecedentes de herbivoría por roedores y liebres.....	5
1.4.1 Orden <i>Rodentia</i>	5
1.4.2 Orden <i>Lagomorpha</i>	6
1.4.3 Impacto sobre la vegetación.....	7
1.5 Objetivos	9
1.5.1 Objetivo general	9
1.5.2 Objetivos específicos	9
2. MATERIAL Y MÉTODO.....	10
2.1 Material	10
2.1.1 Área de estudio.....	10
2.1.2 Material vegetal.....	12
2.2 Método.....	12
2.2.1 Parcelas de inventario	12
2.2.2 Caracterización dasométrica	14
2.2.3 Crecimiento	15
2.2.4 Análisis del daño en las plantas	16
3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN	17
3.1 Descripción y caracterización dasométrica de la plantación en estudio.....	17
3.1.1 Características del entorno	17
3.1.2 Supervivencia.....	17
3.1.3 Características dasométricas	20
3.1.4 Características morfológicas	23
3.2 Crecimiento en longitud y diámetro	26
3.2.1 Incremento corriente anual (I. C. A)	26
3.2.2 Crecimiento relativo.....	30

3.3	Caracterización del daño ocasionado por los herbívoros	35
3.3.1	Caracterización del daño ocasionado por liebre.....	35
3.3.2	Caracterización del daño ocasionado por ratón	36
3.4	Cuantificación del daño.....	37
4.	CONCLUSIONES.....	44
5.	BIBLIOGRAFÍA	45

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1. Localización geográfica del área de estudio.....	10
Figura 2. Ubicación espacial de las parcelas en estudio. Altitud media de 630 m. m.s.n.ms. n. m.....	12
Figura 3. (a) Diagrama de la parcela de muestreo, (b) utilizando el sistema de plantación implementado por SNP Patagonia Sur.....	13
Figura 4. Materiales de monitoreo. (a) Marca individual, compuesta por un tubo de PVC y una placa de aluminio; (b) calibrador o pie de metro; y (c) regla métrica graduada.	16
Figura 5. Supervivencia en porcentaje de plantas vivas por especie y año de monitoreo. En la temporada 2012, la supervivencia de <i>N. betuloides</i> fue nula en parcelas 1y 6. En sectores de parcelas 2, 4, 5, 8 y 10 no se plantó <i>N. antarctica</i> , lo que explica la ausencia de barras en estos puntos.	18
Figura 6. Diagrama de cajas para (a) la longitud de plantas y (b) el DAC de <i>N. antarctica</i> y <i>N. betuloides</i> , después de dos años de realizada la plantación. Las cajas indican el rango entre cuartiles, al interior la mediana (—) y el promedio (+). Las cajas se extienden hasta los valores máximos y mínimos. Valores extremos (círculos) se distribuyen más allá de 1,5 veces el rango entre cuartiles. Letras iguales señalan que no existen diferencias significativas para la variable, cuando las especies fueron comparadas (U-Mann-Whitney, $p > 0,05$).	21
Figura 7. Gráfico de barras que señala la media \pm la desviación estándar por parcela en (a) longitud y (b) DAC alcanzada por plantas de <i>N. antarctica</i> y <i>N. betuloides</i> luego de dos años de efectuada la plantación en el Valle California, Palena. Parcelas 1 y 6 sólo contienen individuos de <i>N. antarctica</i> tras nula supervivencia de <i>N. betuloides</i> . En las parcelas 2, 4, 5, 8 y 10 sólo se plantaron individuos de <i>N. betuloides</i>	22
Figura 8. Visualización en terreno de categorías de vigor: (a) Seca; (b) Recuperándose; (c) Débil; (d) Firme (e) Vigorosa.	23
Figura 9. Proporción de individuos por categorías de vigor, especie y año, en la plantación del Valle California, Palena. (*) Plantas muertas se incluyeron en categoría “seca”.	24
Figura 10. Representación gráfica de la aparición de un vástago secundario producto de que una rama lateral se plantó bajo el nivel del suelo.....	26
Figura 11. Gráfico de cajas para el crecimiento anual corriente en DAC de plantas de <i>N. antarctica</i> y <i>N. betuloides</i> , al segundo año de monitoreo. Las cajas indican el rango entre cuartiles, al interior la mediana (—) y el promedio (+). Las cajas se extienden hasta los valores mínimos y máximos. Valores extremos (círculos) se distribuyen más allá de 1,5 veces el rango entre cuartiles. Letras idénticas indican que no existen diferencias significativas en el crecimiento entre especies (Prueba de U-Mann- Whitney, $p = 0,212$).	27

Figura 12. Medias de crecimiento corriente anual en DAC por parcela y especie. Líneas longitudinales (I) señalan la desviación estándar de los datos.....	27
Figura 13. Crecimiento anual corriente en longitud de plantas de <i>N. antarctica</i> y <i>N. betuloides</i> , al segundo año de monitoreo. Las cajas indican el rango entre cuartiles, al interior la mediana (—) y el promedio (+). Las cajas se extienden hasta los valores mínimos y máximos. Valores extremos (círculos) se distribuyen más allá de 1,5 veces el rango entre cuartiles. Letras distintas indican diferencias en el crecimiento corriente entre especies (U-Mann-Whitney, $p < 0,01$).....	28
Figura 14. Medias de crecimiento corriente anual en longitud por parcela y especie. Líneas longitudinales (I) señalan la desviación estándar de los datos.....	29
Figura 15. Gráficos de caja (a) y de barras (b), que explican el comportamiento de ambas especies frente al crecimiento relativo en DAC. Las cajas indican el rango entre cuartiles, al interior la mediana (—) y el promedio (+). Las cajas se extienden hasta los valores mínimos y máximos. Valores extremos (círculos) se distribuyen más allá de 1,5 veces el rango entre cuartiles. Letras distintas indican diferencias en el crecimiento corriente entre especies (Prueba U-Mann-Whitney, $p < 0,01$).....	31
Figura 16. Crecimiento relativo en longitud de plantas de <i>N. antarctica</i> y <i>N. betuloides</i> . Se puede constatar fácilmente un contraste en el comportamiento de ambas especies. Las cajas indican el rango entre cuartiles, al interior la mediana (—) y el promedio (+). Las cajas se extienden hasta los valores mínimos y máximos. Valores extremos (círculos) se distribuyen más allá de 1,5 veces el rango entre cuartiles. Letras distintas indican diferencias en el crecimiento corriente entre especies (Prueba U-Mann-Whitney, $p = 0,0000$).....	32
Figura 17. Medias de incremento relativo en longitud por parcela y especie. Líneas longitudinales (I) señalan la desviación estándar de los datos.....	33
Figura 18. Signos de daño por liebre: (a) Corte característico en bisel; y (b) restos de la planta atacada.....	35
Figura 19. Signos de daño por roedor en la corteza de individuos del género <i>Nothofagus</i> . (a) Daño de categoría 3, severo: el ratón provocó el quiebre del tallo, y (b) daño de categoría 1, leve: ataque no significa mayores perjuicios para el individuo.....	36
Figura 20. Proporción de individuos dañados por ratón, en <i>N. antarctica</i> (a) y <i>N. betuloides</i> (b) durante los dos primeros años de monitoreo de la plantación del Valle California.....	38
Figura 21. Proporción de individuos dañados por liebre, en <i>N. antarctica</i> (a) y <i>N. betuloides</i> (b) durante los dos primeros años de monitoreo de la plantación del Valle California.....	39

ÍNDICE DE CUADROS

Cuadro 1. Supervivencia (%) de individuos de la plantación del Valle California por especie y año de evaluación.	18
Cuadro 2. Antecedentes dasométricos medios de longitud \pm desviación estándar y DAC \pm desviación estándar, por especie y año de monitoreo, de la plantación en estudio en el Valle California, Palena. N indica el número de individuos analizados.....	20
Cuadro 3. Proporción de plantas dañadas (%) al segundo año de monitoreo, agrupadas en categorías de daño por parcela. El total indicado no incluye categoría de daño "0" (sin daño) ni categoría "S. D" (sin determinar).....	40

RESUMEN

Durante la colonización del territorio chileno, alrededor de tres millones de hectáreas de bosque nativo norpatagónico fueron incendiadas por el hombre, para la habilitación de terrenos para la agricultura y la ganadería. Las experiencias de reforestación con especies arbóreas nativas en la zona son escasas. El objetivo de este trabajo fue evaluar el crecimiento y el daño por herbivoría durante los dos primeros años de establecida una plantación con *Nothofagus antarctica* y *Nothofagus betuloides*. El estudio se realizó en una plantación de 56 ha ubicada en el Valle California (43°44' LS, 71°48' LO), Provincia de Palena, Chile, realizada durante el año 2010 por la Sociedad Agrícola y Forestal SNP Patagonia Sur. En el año 2011 se establecieron 10 de parcelas de 400 m² (20 x 20 m), para monitoreo permanente. En los veranos de los años 2011 y 2012 se midió la longitud y el diámetro a la altura del cuello (DAC) de todas las plantas vivas, y se determinó además el agente de daño (liebre o ratón). El nivel de daño por herbivoría se evaluó a través de una adaptación del Browse Rating Index (BRI) que adquiere valores desde 0 a 4, según el nivel de daño visualizado, con 0 = sin daño, 1 = daño leve (<20% de la planta afectada); 2 = daño moderado (20-45%); 3 = daño grave (>45%) y 4 = muerto.

La densidad de plantación inicial fue de 1.300 plantas/ha. La supervivencia al segundo año de monitoreo de *N. antarctica* y *N. betuloides* fue del 95,3% y 37,7% de las plantas, respectivamente. El incremento corriente anual (ICA) en longitud fue de 12,8 cm y 7,4 cm, para cada una de las especies, respectivamente. El ICA en DAC fue de 1,86 mm y 1,68 mm, respectivamente.

Respecto al daño por herbivoría, al segundo año de monitoreo, el 35,5% de las plantas fue atacada por algún animal, el 47,4% de las plantas se encontraron sin daño y el 13,2% de las plantas no fueron encontradas en sus casillas. De los individuos dañados, el 19,9%, 9,8%, 4,3% y 5,5% se encontraron en las categorías de daño 1, 2, 3 y 4, respectivamente. De los individuos de *N. antarctica*, el 10% fue atacado por ratón y el 33% por liebre. En *N. betuloides* las tendencias fueron similares, por cuanto el 12% y 27% de las plantas fueron atacadas por ratón y liebre, respectivamente. Respecto a las estructuras afectadas en la planta, el roedor sólo atacó la corteza. En cambio, la liebre afectó ramas laterales (41,8% de los ataques), ápice (29,1%) y base de las plantas (9,7%).

Se concluye que *N. antarctica* es la especie más idónea para la forestación de áreas degradadas en el Valle California. El monitoreo de estas parcelas permanentes permite entregar información base para la planificación de proyectos de reforestación y recuperación de bosques degradados en la Patagonia chilena.

Palabras clave: Plantación, *Nothofagus antarctica*, *Nothofagus betuloides*, Daño por herbivoría, Patagonia-Chile.

ABSTRACT

During the colonization of Chilean territory, about three million hectares of native north-Patagonian vegetation were affected by fires produced by men, for land clearance for agriculture and livestock. There are scarce experiences in afforestations with native tree species in the study area. The aim of this study was to evaluate growth and herbivory damage in afforestation with *Nothofagus antarctica* and *Nothofagus betuloides* species, during the first two years of established. The study was conducted in a plantation of 56 ha in the California Valley (43° 44'S, 71° 48'W), Province of Palena, Chile, developed during 2010 by the Agricultural and Forestry Society SNP Patagonia Sur. In 2011, ten plots of 400 m² (20 x 20 m), for permanent monitoring were installed. In summers of 2011 and 2012, length and diameter at the root-collar (DRC) were measured for all those plants alive. The herbivory agent (hare or rodent) was also determined. The level of herbivory damage was assessed using an adaptation of the Browse Rating Index (BRI) that takes values from 0-4, depending on the level of damage displayed, with 0 = no damage, 1 = mild damage (<20% of the affected plant), 2 = moderate damage (20-45%), 3 = severe damage (> 45%) and 4 = dead.

The planting density was 1.300 plants/ha. The survival during the second year of monitoring of *N. antarctica* and *N. betuloides* was 95,3% and 37,7% of the plants, respectively. The current annual increment (CAI) in length was 12,8 cm and 7,4 cm for each species, respectively. The CAI at DRC was 1,86 mm and 1,68 mm, respectively.

Regarding herbivory damage, to the second year of monitoring, the 35,5% of the plants was attacked by an animal, 47, 4% of the plants were found unharmed and 13,2% of the plants were not found in their places. Of the damaged plants, 19,9%, 9,8%, 4,3% and 5,5% were found in damage categories 1, 2, 3 and 4, respectively. Of the individuals of *N. antarctica*, 10% was attacked by rodents and 33% by hare. Values were similar for *N. betuloides*, were the 12% and 27% of plants were attacked by rodents and hare, respectively. Concerning the structures affected in the plant, rodents only attacked bark. Instead, the hare damaged side branches (41,8% of attacks), top branches (29,1%) and base of plants (9,7%).

I conclude that *N. antarctica* is the most suitable species for afforestation of degraded areas in the California Valley. The monitoring of these permanent plots can provide basic information for planning reforestation projects and recovery of degraded forests in the Chilean Patagonia.

Keywords: Afforestation, *Nothofagus antarctica*, *Nothofagus betuloides*, Browsing damage, Patagonia- Chile.

1. INTRODUCCIÓN

Durante la colonización del territorio patagónico (entre los años 1930 y 1960) el fuego fue la principal herramienta en la habilitación de terrenos para la ganadería y el establecimiento de asentamientos humanos, que garantizaran la soberanía chilena por sobre la argentina. Los incendios, de gran magnitud en extensión e intensidad, provocaron la degradación de los suelos, la fragmentación del hábitat e incluso cambios en la composición del paisaje (Quintanilla, 2005).

En el año 2010, la Sociedad Agrícola y Forestal SNP Patagonia Sur, comenzó un programa de reforestación con especies arbóreas nativas en áreas norpatagónicas, degradadas por los incendios del pasado, con propósitos múltiples de educación, restauración e incorporación de la empresa al mercado voluntario de bonos de carbono.

Algunos individuos de la plantación fueron atacados por agentes herbívoros, en proporciones no documentadas anteriormente, que se presume, están afectando su crecimiento y supervivencia, los cuales son factores fundamentales en el mercado de bonos de carbono, ya que deben ser asegurados por años.

A partir de este contexto, aparece la necesidad de cuantificar el daño causado por herbivoría, y cómo ésta afecta la supervivencia de las plantas en los primeros años de plantación; de modo de aportar con información base en futuras decisiones de control contra herbívoros, y como apoyo en otros programas de forestación y reforestación del país.

1.1 Antecedentes generales de las especies

1.1.1 *Nothofagus antarctica* (G. Forster) Oerst.

a) Distribución geográfica

Según Rodríguez *et al.* (1983), *Nothofagus antarctica* es una especie endémica de los bosques templados lluviosos o su antárticos de Chile y Argentina. Es una de las de mayor distribución en Chile, abarcando una superficie de 501.372 ha, que va desde los 36° 30'S en la Provincia de Curicó hasta los 56° S en Cabo de Hornos, y en altitudes desde los 500 hasta los 2.000 m.s.n.m. (Donoso *et al.*, 2006).

En la cordillera de la Costa se encuentra de manera fragmentada, en sectores de quebradas o alta humedad. En la cordillera de los Andes en cambio, es una especie más frecuente y continua (Donoso *et al.*, 2006).

b) Características ecológicas

A lo largo de los casi 20° de latitud donde se desarrolla, *N. antarctica* tiene la particularidad de adaptarse a una amplia variedad de condiciones ambientales (Ramírez *et al.*, 1985; Veblen *et al.*, 1996; Steinke *et al.*, 2008). De lo anterior, Alberdi *et al.* (1985) señalan que es la especie del género *Nothofagus* con mayor amplitud ecológica y que soporta las más bajas temperaturas, siendo capaz de resistir heladas invernales de hasta

-22 °C. Además es hidroestable, es decir que puede crecer bajo condiciones de mucha humedad en el invierno y sequedad durante el verano (Alberdi, 1987).

La especie se desarrolla en suelos tan diversos como la amplitud de su distribución, encontrando ejemplares en los límites altitudinales de la vegetación arbórea, sobre sustratos poco fértiles, en suelos delgados, pedregosos, muy secos o muy húmedos; sobre suelos de ñadis en la depresión central, así como también bajo condiciones de fuertes vientos y drenaje restringido en su distribución más austral. Esta condición se explica por una alta resistencia al estrés. En consecuencia, la especie presenta grandes variaciones morfológicas a lo largo de su distribución (Veblen *et al.*, 1996; Donoso *et al.*, 2006).

Sin embargo, y a pesar de su gran adaptabilidad a diversos ambientes, la especie muestra una alta tasa de mortalidad entre los primeros 10 a 15 años de edad (Donoso *et al.*, 2006).

1.1.2 *Nothofagus betuloides* (Mirb.) Oerst.

a) Distribución geográfica.

Nothofagus betuloides es una especie endémica de los bosques su antárticos. Se distribuye desde los 40° 30'S hasta los 56 °S en Chile, convirtiéndose en la especie más frecuente en el extremo austral de Sudamérica (Donoso y Donoso, 2006; Ibarra *et al.*, 2007; Promis *et al.*, 2008).

En la sección norte de la Cordillera de la Costa de Valdivia, *N. betuloides* se encuentra sólo en altitud, como árbol pequeño o achaparrado (Donoso y Donoso, 2006). En lugares más australes aparece a diferentes latitudes como árbol dominante o asociado a otras especies e incluso alcanzando el límite de la vegetación en las cumbres de la Cordillera de los Andes (Ibarra *et al.*, 2007).

Los bosques de *N. betuloides*, representados en el Tipo Forestal Coigüe de Magallanes, abarcan una superficie de 1.691.847 ha, equivalente al 12,4% de la superficie total de bosque nativo (CONAF, 2011).

b) Características ecológicas

Veblen *et al.* (1996) indican que las especies del género *Nothofagus* son más tolerantes a condiciones ambientales rigurosas, por lo tanto dominan ambientes de altas latitudes y altitudes, sitios subóptimos donde suele formar rodales puros o mezclados con otras especies, pero dominados por las del género *Nothofagus*.

En todas las especies de *Nothofagus* de Sudamérica, el establecimiento de la regeneración es más exitoso en niveles de luminosidad que van desde moderados a altos y en suelos donde la capa mineral se encuentra expuesta (Ibarra *et al.*, 2007; Promis *et al.*, 2008) o con mal drenaje. Sin embargo, Veblen *et al.* (1996), Donoso y Donoso (2006) y Promis *et al.* (2008) documentan que la regeneración de *N. betuloides*, a diferencia de *Nothofagus pumilio* (Poepp *et* Endl.) Krasser, es capaz de desarrollarse bajo doseles densos.

Por otra parte las perturbaciones, o alteraciones periódicas y a gran escala, son los causantes de la dinámica de los bosques de *N. betuloides*, condición que parece corresponder al género y no en particular a la especie (Veblen *et al.*, 1980; 1996). Las perturbaciones a pequeña escala, como caídas de árboles individuales, inciden en el establecimiento de la regeneración, así como también en la estimulación del crecimiento de árboles juveniles aledaños al árbol caído (Promis *et al.*, 2008).

1.2 Plantaciones con especies arbóreas nativas y patagónicas

En Chile, la superficie de bosques abarca 16.676.875 ha, lo que equivale a un 22% del territorio nacional continental. Del total, 13.599.610 ha corresponden a bosque nativo y un 17% a plantaciones forestales (CONAF, 2011). La participación económica de empresas que producen con especies arbóreas nativas es mínima en comparación con las grandes empresas madereras, que utilizan especies arbóreas exóticas (primordialmente *Pinus radiata* D. Don y *Eucalyptus globulus* Labill). Esto se atribuye principalmente al rápido crecimiento que las especies tradicionales muestran, en contraste con las especies nativas, las que requieren de prácticas silvícolas mucho más complejas a nivel técnico y ecológico (Martínez-Pastur *et al.*, 2005; Martínez-Pastur *et al.*, 2008). Por estos motivos, las plantaciones con especies arbóreas nativas que se han establecido en la zona tienen fines investigativos o de restauración, y generalmente abarcan pequeñas superficies.

La especie más utilizada en ensayos de reforestación en la Patagonia chilena ha sido *N. pumilio* (Burschel, 1976; Schleguel, 1979; Sierra y Gándara, 1983; CONAF, 1986; Avaria y Palma, 1988; Mansilla, 1988; Henning, 1996; Zúñiga *et al.*, 1997; Quijada, 1999; Ruiz, s. f). Algunos resultados de estas investigaciones indican que los valores de supervivencia fueron inferiores al 45% en una plantación de dos años, ubicada en Cerro Negro, a 12 km de Coyhaique (Sierra y Gándara, 1983), la que luego de catorce años de establecida, descendió al 10% y 5% (Henning, 1996). En otro ensayo, en la Reserva Nacional Tamango, la supervivencia alcanzó el 20% al año siguiente de establecida la plantación (CONAF, 1986). Resultados más positivos documentaron Avaria y Palma (1998) en un ensayo de reforestación en la Reserva Nacional Coyhaique, con 80,3% de prendimiento pasados dos años de realizada la plantación. En Magallanes también se estableció una plantación con esta especie, con el propósito de restaurar un área quemada del Parque Nacional Torres del Paine, donde se logró una supervivencia aproximada del 72% luego del primer año (Ruiz, s. f).

Los bajos índices de supervivencia se justifican en el daño ocasionado por animales, las condiciones ambientales adversas y el abandono en que se encuentran las primeras plantaciones (Sierra y Gándara, 1983; Quijada, 1999).

Respecto a *N. betuloides*, se documentan dos plantaciones en el país, de las cuales no se registran antecedentes de supervivencia (Zúñiga *et al.*, 1997; HidroAysén, 2009). En Valdivia se han producido plantas en vivero con relativo éxito, pero luego, en ensayos de plantación han sufrido problemas de diversa índole que han perjudicado los resultados (Donoso y Donoso, 2006).

Entre otras especies empleadas en ensayos de reforestación en el país se cuentan *N. antarctica* (Avaria y Palma, 1988; Zúñiga *et al.*, 1997; HidroAysén, 2009), *Embothrium*

coccineum J. R. et G. Foster (Zúñiga *et al.*, 1997; HidroAysén, 2009; Soc. Cerro Castillo, 2011), *Pilgerodendron uviferum* (D. Don) Florin (Carmona *et al.*, 2010) y *Austrocedrus chilensis* (D. Don) Pic. Ser et Bizz¹. De éstas, sólo se documenta la supervivencia de entre 58,3% y 67,7% para *E. coccineum*, luego de tres años de establecido un ensayo en la Comuna de Tortel (Soc. Cerro Castillo, 2011). Para el resto de las especies nombradas no existen registros de supervivencia o bien estos son confusos y poco confiables.

En la Patagonia argentina también se han establecido ensayos de reforestación con la especie *N. pumilio* (Urretavizcaya *et al.*, 2009; Mondino *et al.*, 2010; Monelos *et al.*, 2010; Martucci, 2010) en las cercanías de Palena (Provincia de Chubut y Campo Experimental Agroforestal INTA Trevelin, al sur-oeste de la ciudad de Esquel), con rangos de supervivencia entre 47,2% y 92,7% (Mondino *et al.*, 2010; Monelos *et al.*, 2010; Urretavizcaya *et al.*, 2013).

Los resultados de estas y otras experiencias con especies arbóreas señalaron la necesidad de proteger las plantas con otros elementos (nodrizas) y también contra el ataque de liebres (Davel *et al.*, 2002; Mondino *et al.*, 2010).

1.3 Limitantes en el establecimiento de plantas

En el ciclo de vida de cualquier vegetal, los primeros años de vida son los más críticos. Esto se debe a la susceptibilidad de las plantas frente a factores abióticos como desecación del suelo, temperaturas inadecuadas y niveles de radiación extremos; y bióticos como herbivoría, competencia y aleopatía que limitan su supervivencia. Los primeros tienen mayor incidencia en ambientes adversos, mientras que las segundas se vuelven relevantes bajo condiciones ambientales más benignas (Padilla, 2008).

En cualquier plan de reforestación o plantación, el establecimiento de las plantas es el factor más importante (Piper y Fajardo, 2011). Algunas de las variables que inciden en el éxito de una plantación son similares a las limitantes que afectan el establecimiento de la regeneración natural de un bosque, como lo es el pastoreo de ganado doméstico que puede incluso producir cambios en la dominancia de especies arbóreas por herbáceas y arbustivas (Veblen *et al.*, 1996; Tercero-Bucardo *et al.*, 2007).

Monelos *et al.* (2010) aluden además, al efecto secante del viento en lugares con altas velocidades como en Magallanes, condición que aumenta la evapotranspiración y por lo tanto las plantas sufren estrés hídrico.

Si las condiciones ambientales, tales como características edáficas, climáticas, y disponibilidad hídricas, son adversas, entonces la probabilidad de éxito de las plantaciones se reducen (Landis *et al.*, 1992; Nava-Sosa *et al.*, 2010).

Davel *et al.* (2002) aclaran en tanto, que las decisiones en cuanto a época, densidad y técnica de plantación incide fuertemente en el éxito del establecimiento de la plantación.

¹ Comunicación personal: Ing. For. Cesar Andrés León Velásquez, Jefe Provincial de Palena, CONAF X Región (5/05/2012)

Por otro lado, una plantación con protección de plantas nodrizas resulta útil para aumentar el prendimiento en los sitios de menor precipitación y disminuir el daño por liebre en los sitios más afectados, aunque es conveniente la remoción de las plantas nodrizas una vez asegurado el establecimiento para evitar la competencia con las mismas (Reyes *et al.*, 2007; Mondino *et al.*, 2010; Monelos *et al.*, 2010).

En cuanto a la calidad de plantas de vivero, Ríos (2008) y Donoso y Soto (2010) aluden a lo rudimentario que es el repique de plantas extraídas desde el bosque. Esto se condice con que la supervivencia y el crecimiento inicial de los individuos en el lugar de plantación, están influenciados por la calidad de los mismos, las técnicas de plantación implementadas y otros factores abióticos ya descritos (Landis *et al.*, 1992), de modo que individuos de buena calidad, generalmente presentan altas tasas de crecimiento inicial y supervivencia. En este sentido, los atributos físicos más relevantes son la altura, diámetro del tallo, cantidad de raíces y la relación parte área-parte radicular (Martucci, 2010; Urretavizcaya, 2013).

Cabe mencionar, que cualquier investigación sobre el establecimiento de una plantación debe ser *in situ*, pues según Piper y Fajardo (2011), este proceso es altamente dependiente de las condiciones climáticas locales. Además, los mismos autores plantean que una plantación exitosa depende del conocimiento que se tenga sobre las especies con las que se pretende reforestar, así como también de sus requerimientos ecológicos y el ecosistema en donde se realizará la plantación (elección del sitio de plantación). En consecuencia, si este punto no es considerado en el planeamiento y diseño de una plantación, se puede transformar en una de las más importantes limitaciones en el éxito de la misma (Piper y Fajardo, 2011).

1.4 Antecedentes de herbivoría por roedores y liebres

1.4.1 Orden *Rodentia*

El orden *Rodentia* alberga más de 2.000 especies reunidas en 30 familias (Myers, 2000). Es un grupo muy diverso en cuanto a hábitats o costumbres alimenticias. Se piensa que son tanto predadores como dispersores secundarios de semillas, y por lo tanto se reconocen como un importante componente en los mecanismos que determinan los patrones y procesos en la dinámica de bosques (Ida *et al.*, 2004).

Se ha observado en diferentes estudios, que ante un aumento en la producción de frutos y semillas en los vegetales, los roedores granívoros aumentan exponencialmente sus poblaciones. Casos como estos han sido estudiados en Chile para especies del género *Chusquea* (Gallardo y Mercado, 1999). Este incremento implica mayor demanda de alimentos y por lo tanto mayor daño por herbivoría en los vegetales (Sato, 2000).

En la zona Central de Chile, se realizó un estudio en que se demostró que un roedor endémico (*Octodon degus*), causaba un fuerte impacto sobre la mortalidad de las plantas de regeneración dentro de un radio de 5 m desde su madriguera (Fuentes *et al.*, 1983).

En la zona de estudio, las especies que podrían encontrarse según su distribución son *Phyllotis darwini*, *Abrothrix olivaceus*, *Thylamys elegans* y *Oligoryzomys longicaudatus*

(Gallardo y Mercado, 1999), siendo este último el más frecuente, y por consiguiente, al que se le atribuye la responsabilidad del daño ocasionado en las plantas de la forestación.

a) *Oligoryzomys longicaudatus*

En Chile se reconocen dos especies del género *Oligoryzomys*: *O. longicaudatus* y *O. magellanicus*. La distribución del primero va desde el valle de Copiapó, en la III Región, hasta los 50° S, donde los Campos de Hielo Sur marcan la barrera física y geográfica con *O. magellanicus* (Gallardo y Mercado, 1999; Spotorno *et al.*, 2000).

En cuanto a su hábitat, el ratón colilargo varía su entorno entre zonas boscosas y de ecotono con árboles-arbustos. Prefiere áreas húmedas, de baja densidad arbórea. Las poblaciones en la Patagonia engloban bajas densidades, con valores de 5, 4 individuos/ha (Spotorno *et al.*, 2000). Sin embargo, esta cifra aumenta exponencialmente con la floración de las especies del género *Chusquea* (Gallardo y Mercado, 1999).

Los colilarga son roedores principalmente granívoros durante las estaciones secas, pero en los meses más húmedos consumen flores y follaje, pudiendo afectar plantas pequeñas o de regeneración que encuentren disponibles (Spotorno *et al.*, 2000).

1.4.2 Orden *Lagomorpha*

Los individuos pertenecientes a este orden son mamíferos herbívoros que prefieren las plantas herbáceas, pero ante escases de alimento pueden llegar a consumir especies arbustivas o leñosas (González, 1997; Sandoval, 2001).

En Chile, las especies más abundantes y que a la vez causan mayor daño en cultivos agrícolas y en plantaciones forestales son *Orytolagus cuniculus*, el conejo (IV a la IX Región, aunque también se puede encontrar en otras localidades); y *Lepus capensis*, con distribución en todo el territorio continental, excepto en Tierra del Fuego (Iriarte, 2008). Ambas especies son originarias de Europa (Cruz *et al.*, 1982).

Los lagomorfos tienen marcados comportamientos territoriales, por lo que en plantaciones reconocen agentes extraños que proceden a marcar cortando la planta y frotando las glándulas mentonianas sobre el tallo en pie (Ovalle *et al.*, 2002).

a) *Lepus capensis*

La liebre fue liberada en el año 1896 en tierras de Magallanes continental y Tierra del Fuego. Los ejemplares eran provenientes de las islas Malvinas (Iriarte, 2002).

Frecuenta lugares abiertos como campos despejados o bosques explotados. Su alimentación se basa en hierbas y arbustos, pero en épocas desfavorables consumen ramas pequeñas y cortezas de árboles jóvenes (Ovalle *et al.*, 2002).

En la XI Región y sus alrededores, la liebre no habita sectores cuya elevación sea mayor a 800 m. s. n. m., concentrando su actividad en altitudes menores a los 650 m.s.n.m. en promedio y donde la topografía es suave (Quijada, 1999).

La ausencia de superficies boscosas, como consecuencia de los graves incendios del pasado, ha facilitado el aumento en las poblaciones de liebres, por el alejamiento de aves depredadoras y animales carnívoros (Ovalle *et al.*, 2002).

1.4.3 Impacto sobre la vegetación

Los roedores y lagomorfos afectan gravemente los bancos de semillas naturales y las plantas de regeneración de especies arbustivas y arbóreas (Iriarte, 2002).

En relación a lo anterior, la ausencia de predadores específicos y la casi nula competencia con otras especies foráneas, generan un aumento desmesurado en la población de *L. capensis*, así como también su dispersión a diversos hábitats, lo que se traduce en un fuerte impacto sobre las especies de flora y fauna nativa del sector afectado (Diamond y Case, 1986).

En la Provincia de Chubut, Argentina, se han realizado diversos intentos de reforestación en áreas degradadas, las que no han tenido éxito debido principalmente a la susceptibilidad de las plantas al daño por liebre (Mondino *et. al.*, 2010).

Según Iriarte (2002), las áreas con mayor presencia de liebres muestran una menor actividad regenerativa en el bosque nativo, mientras que en aquellas zonas afectadas por incendios, la existencia de estos animales habría imposibilitado el prendimiento de la vegetación local.

a) Sector forestal

El daño es considerable en las primeras etapas de crecimiento de las especies arbóreas, tanto en plantaciones como en bosques nativos, donde la regeneración natural se ve fuertemente afectada (Sato, 2000; Kitabatake y Wada, 2001; Ovalle *et al.*, 2002), acotándolo a los dos primeros años de plantación, o incluso más cuando ocurren nevadas en el invierno, ya que los animales tienen acceso a la yema apical de plantas de mayor tamaño. En esta estación es que también ocurren los máximos niveles de ataque, por la evidente disminución del estrato herbáceo (Bonino, 2006).

El ataque de liebre en plantas jóvenes se produce en el ápice, perdiendo vitalidad (Rodríguez, 1997), afectando su crecimiento y desarrollo, pudiendo adoptar hábitos arbustivos indeseables para las plantaciones (Bonino, 2006). Si el corte se produce en la base, las plantas podrían incluso morir a consecuencia del daño. Esto se traduce en pérdidas económicas por una eventual disminución en la calidad del producto, aumento de costos por replante, retraso en las exportaciones y ciclo de cosecha (Ovalle *et al.*, 2002)

En un estudio de reforestación con *N. pumilio* y *Alnus viridis* (Chaix.) D. C se dedujo que la condición de plantación mixta reduce considerablemente los daños por ramoneo de liebre en *N. pumilio* en estado juvenil (Mansilla, 1988).

En otro estudio, se registró que plantas a raíz desnuda de *N. pumilio* y *N. dombeyi* resistieron mejor el ataque por liebre que aquellas que se sembraron en contenedor (Avaria y Palma, 1998)

Sato (2000) menciona que la predación en plantaciones de *Quercus crispula* en Japón a causa de los roedores no se limita sólo a la semilla sino que también ataca a las plántulas. Además señala que el éxito en el establecimiento de las plántulas de *Q. crispula* podría depender del balance entre la densidad de los ratones y la cantidad de frutos producidos en un año determinado; y que el daño por roedor influyó fuertemente en la supervivencia de las plántulas de *Q. crispula*, afirmando que existe variación anual en estos resultados debido a que la cantidad de individuos por hectárea no es constante.

Además del daño a las plantas en sí, otras investigaciones coinciden en que luego de un disturbio, como un incendio por ejemplo, la herbivoría parece ser la clave de un eventual cambio en la vegetación bajo condiciones climáticas alteradas (Davel *et al.*, 2002; Tercero-Bucardo *et al.*, 2007).

b) Descripción del daño

Las plantas dañadas por liebre, son cortadas en ángulo o bisel. Muchos de los individuos afectados mueren luego del ataque, lo que varía según la intensidad del daño y de la altura del mismo sobre la planta (González, 1997).

En plántulas, el daño por roedor se reporta como cortes en los hipocotilos y deshojes en la planta (Kitabatake y Wada, 2001).

Los antecedentes señalados anteriormente llevan a plantear los objetivos siguientes dentro de esta memoria.

1.5 Objetivos

1.5.1 Objetivo general

Evaluar el crecimiento y el daño por herbivoría de liebres y roedores en una plantación inicial de *Nothofagus antarctica* y *N. betuloides* en la Provincia de Palena, X Región.

1.5.2 Objetivos específicos

- Describir y caracterizar dasométricamente la plantación en estudio.
- Determinar y comparar el crecimiento en altura y diámetro de las plantas de ambas especies en estudio.
- Caracterizar y relacionar el nivel de daño ocasionado por liebres y ratones en las especies arbóreas.
- Evaluar la implicancia del daño sobre la mortalidad de los individuos.

Para lograr estos objetivos, se establecen diez parcelas de monitoreo permanente de 400 m², donde se evalúan variables cuantitativas y cualitativas a todas las plantas contenidas en ellas, las que posteriormente se analizan estadísticamente, para los dos primeros años de monitoreo.

2. MATERIAL Y MÉTODO

2.1 Material

2.1.1 Área de estudio

a) Ubicación geográfica

El Valle California es una localidad rural, ubicada a los $43^{\circ}43' - 43^{\circ}44' S$ y $71^{\circ}47' - 71^{\circ}48' O$ en la Cordillera de los Andes (Figura 1).

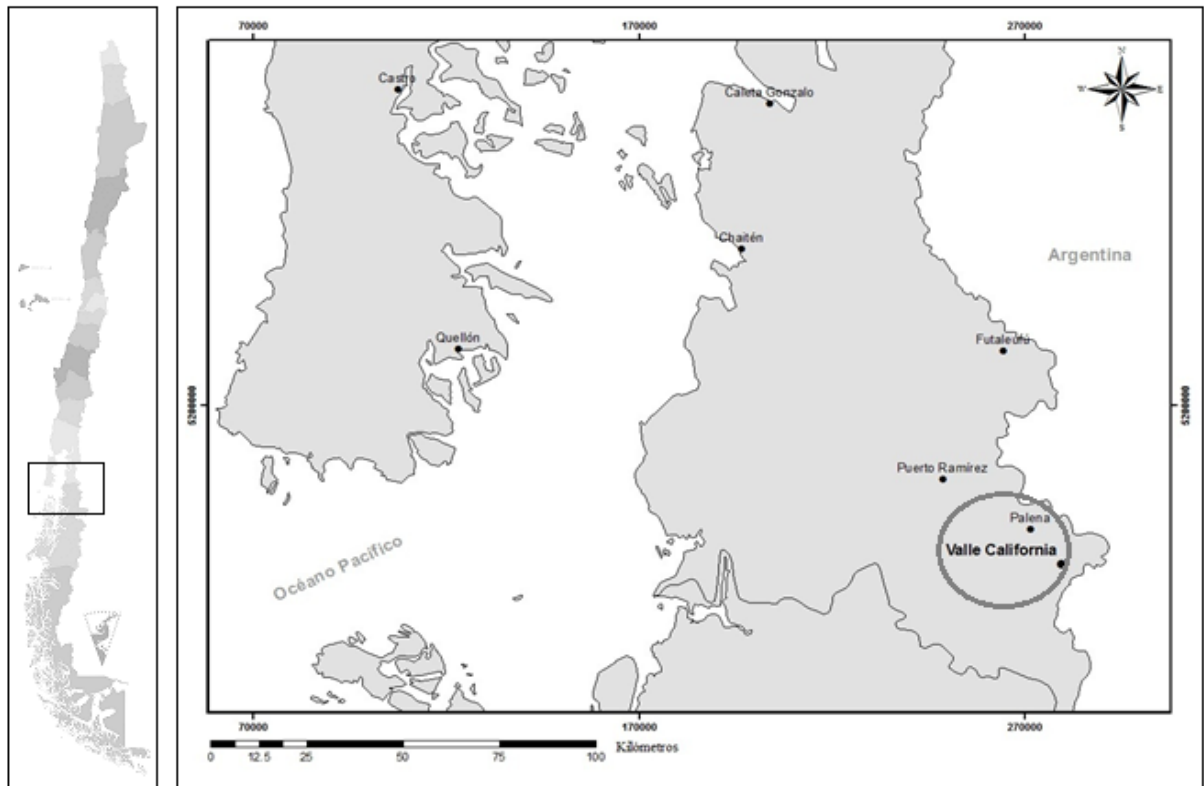


Figura 1. Localización geográfica del área de estudio.

El predio de la empresa SNP Patagonia Sur abarca una superficie de 3.200 ha, de las cuales se forestó un área de 56 ha compuesto por nueve parches de diferentes formas y tamaños, con una densidad inicial de 1.300 plantas por hectárea.

b) Clima

La comuna se localiza en la zona de “Climas Templado – lluviosos”, con disminución de las precipitaciones en los meses de verano, pero sin originar estaciones secas. La localidad de Alto Palena se describe dentro del distrito “Templado lluvioso con influencia mediterránea”, con una temperatura media anual del aire de $3,3^{\circ}C$. La máxima media alcanza los $23,6^{\circ}C$ en enero, su mes más cálido, mientras que la mínima media es de $1,1^{\circ}C$ en su mes más frío, julio y la precipitación anual es de 1.737,8 mm (Uribe *et al.*, 2012).

c) Geomorfología

El valle tiene una longitud aproximada de 10 km, con topografía ondulada a quebrada. Se originó a partir de un “Gran Glaciar” que le dio la típica forma de valle en artesa (Peralta *et al.*, 1976; Quintanilla, 2005).

El paisaje se encuentra dominado por cordones montañosos de grandes formaciones rocosas, del tipo metamórficas estratificadas y de materiales inestables, lo que se traduce en constantes derrumbes y deslizamientos. Los valles están rellenos por materiales glaciales, que conforman paisajes en montículos y formaciones en abanicos pronunciados de abruptas pendientes. Sin embargo, el fondo del valle es de pendientes relativamente suaves (Peralta *et al.*, 1976).

Según Quintanilla (2005) la cota más alta de la Cordillera de Los Andes en este segmento es de 1.627 m.s.n.m., y corresponde al cerro Colorado, con cumbres cubiertas por nieve la mayor parte del año.

d) Suelos

Para la zona, Peralta *et al.* (1976) describen suelos de trumao, con buen drenaje, permeabilidad e infiltración en altas altitudes, sin erosión aparente y escasos afloramientos rocosos. En medias altitudes los suelos son de excesivo drenaje, permeabilidad moderada y escasa pedregosidad superficial, pero grave erosión. Mientras que en altitudes bajas los suelos tienen drenaje de moderado a bueno, con buena infiltración y permeabilidad, observándose erosión en sectores con pastizales.

Como consecuencia de la grave erosión que ha sufrido la zona producto de las quemadas no controladas del pasado, gran parte del material de los primeros estratos del suelo han sido eliminados por el agua, y arrastrados hacia los ríos y lugares bajos, por lo que los depósitos de cenizas y material volcánicos son muy delgados en comparación a otros como en las provincias de Cautín y Valdivia (Peralta *et al.*, 1976).

e) Vegetación

Según Gajardo (1994), la vegetación presente en el Valle California se clasifica como “Bosque caducifolio de Aysén” y “Bosque Siempreverde Montano”. Con, *N. pumilio* y *N. betuloides* como especies dominantes.

Por su carácter local, destaca la asociación de *Lomatia hirsuta* (Lam.) Diels ex J. F. Macbr. con *N. betuloides*, situándose en las condiciones más favorables del valle. Por el contrario, en las situaciones más adversas, *N. betuloides* se asocia con *Gaultheria mucronata* (L. F.) Hook. *et* Arn, encontrándose también de manera muy local (Gajardo, 1994). En específico, el sector donde se encuentra la plantación corresponde a una comunidad principalmente pratense, con algunas especies arbustivas acompañantes de los bosques descritos anteriormente, como algunos *Berberis spp.* y *Escallonia serrata* Sm. (Gajardo, 1994).

2.1.2 Material vegetal

Las plantas corresponden a individuos de *N. betuloides*, ambas especies representativas de la vegetación nativa del sector. Todas las plantas fueron trasladadas por medio terrestre, desde el vivero “Mañihuales” de Forestal Mininco (45°18’ S; 72°21’ W), situado a una distancia aproximada de 340 km del sitio de plantación. Tanto la procedencia como la edad de los ejemplares se desconocen, ya que las plantas no provienen de siembra en el vivero, sino que son recolectadas de bosques adultos de las cercanías del vivero, donde son dispuestas en contenedores bajo condiciones controladas de riego y fertilización. Cumplido un año en vivero, las plantas medían entre 15 a 18 cm de largo y alrededor de 2 mm de diámetro a la altura del cuello (DAC). Con estas características adquiridas, las plantas fueron trasladadas al Valle California, donde se almacenaron en las mismas cajas que las contenían, cubiertas bajo techo por alrededor de 10 a 15 días antes de ser plantadas.

2.2 Método

2.2.1 Parcelas de inventario

a) Diseño de las parcelas de muestreo

En las 56 ha plantadas, agrupadas en múltiples parches, se realizaron 10 parcelas de monitoreo (Figura 2) de modo de abarcar el total de fragmentos y superficie forestada.

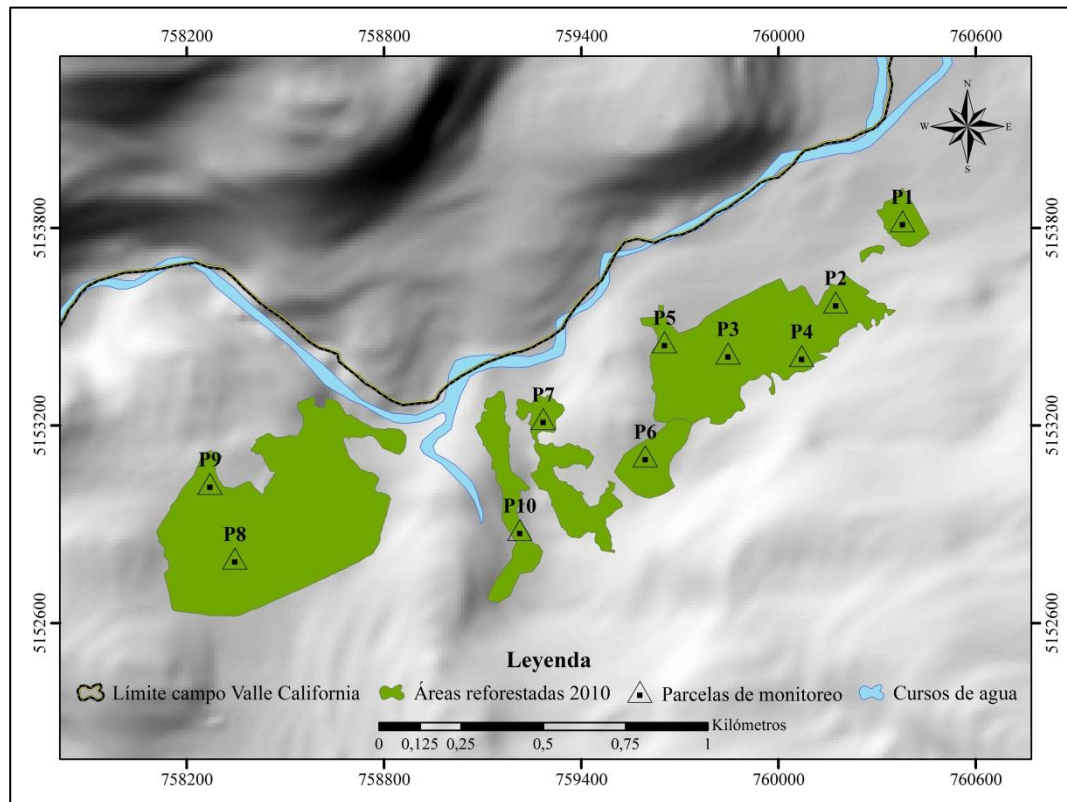


Figura 2. Ubicación espacial de las parcelas en estudio. Altitud media de 630 m.s.n.m.

Cada parcela se diseñó con una superficie de 400 m² (20 x 20 m), al unir cuatro unidades contiguas del sistema de plantación implementado por la empresa; el cual consistió en dividir por sus diagonales una superficie cuadrada de 100 m². En cada segmento (triángulo) se plantaron tres individuos más uno en el centro del área. De esta forma, el número de plantas por parcela fue de 52 individuos (número que podía variar según las características del área y el criterio del plantador) (Figura 3).

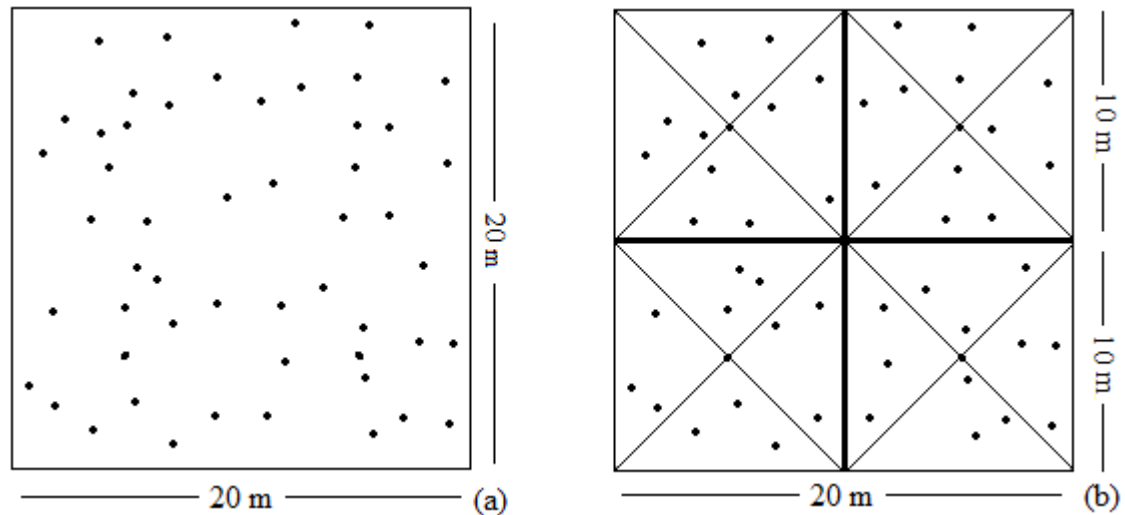


Figura 3. (a) Diagrama de la parcela de muestreo, (b) utilizando el sistema de plantación implementado por SNP Patagonia Sur.

El perímetro de todos los sectores forestados fue cercado para impedir el ingreso de ganado, pese a ello, animales traspasaron los límites en donde se ubicaba una de las parcela (parcela 3), obligando a eliminarla del estudio.

No se aplicó ningún tratamiento de fertilización, herbicida, subsolado o riego en el sitio de plantación, de modo que sólo se intervino el suelo para realizar la taza donde se dispuso cada planta, la cual tenía dimensiones de 25x25x30 cm en la mayoría de los casos.

Cabe señalar que, producto de una menor disponibilidad de ejemplares de una especie respecto a la otra en el vivero, la participación de las especies en la plantación fue desigual, de modo que aproximadamente el 70% de los individuos correspondía a *N. betuloides*, y el 30% a *N. antarctica*. En consecuencia, sólo las parcelas 1, 6, 7 y 9 contaban con ambas especies en su haber, y el resto sólo reunía individuos de *N. betuloides*.

b) Variables muestreadas

El muestreo se realizó en dos temporadas estivales: la primera en enero y febrero del año 2011 y la segunda en febrero y marzo del año 2012.

A continuación se presenta el listado de variables consideradas en el estudio.

- Diámetro a la altura del cuello, (mm)
- Longitud de la planta (cm)
- Número de vástagos por individuo
- Altura promedio de los vástagos secundarios (cm)
- Identificación del agente de daño (liebre o ratón)
- Estructura afectada (rama, corteza, hojas, ápice)
- Supervivencia (0 muerta y 1 viva)
- Otras observaciones. En este ítem se consideraron aspectos de apreciación visual tales como anomalías, tumores y características particulares de la planta o su entorno.

La apariencia física del tallo y los componentes foliares principalmente, pueden dar indicios de que las condiciones del ambiente están siendo favorables o perjudiciales para las plantas, en cuanto a disponibilidad de agua y nutrientes en el suelo, ataque por agentes patógenos, entre otros; ya que representa la expresión fisiológica del individuo frente a los estímulos del entorno (Torres, 1998). Por este motivo, se realizó una categorización de las plantas según su vigor, agrupándolas en cinco categorías:

- 1:** Seca. La planta tiene coloración café, sin signos de vitalidad y tallo frágil al tacto. Podría estar muerta o no, difícil de comprobar sin destruir la planta,
- 2:** Recuperándose. Planta con coloración café, pero con signos de vitalidad expresada en brotes activos recientes,
- 3:** Débil. Planta con decoloración de verde a café, escasas hojas y brotes,
- 4:** Firme. Hojas de coloración verde, con presencia de brotes activos, y
- 5:** Vigorosa. Plantas con notorio crecimiento desde su plantación, internudos largos y abundante follaje. Se destaca del resto en cuanto a desarrollo.

La apariencia de los individuos por categoría se señala en el capítulo 3.2.2 de la sección resultados.

2.2.2 Caracterización dasométrica

La caracterización dasométrica de la plantación se efectuó por medio de estadística descriptiva, considerando las variables descritas en el punto anterior (sección 2.2.1).

Se aplicó la prueba de U-Mann-Whitney para evaluar diferencias significativas en los casos que lo ameritaran, previa verificación de que los datos analizados no cumplieran con los requisitos de normalidad (Prueba de Shapiro-Wilks, $p > 0,05$).

2.2.3 Crecimiento

La evaluación del crecimiento en diámetro y altura se realizó a partir de las variables longitud y DAC, correspondientes al crecimiento de las plantas entre el año 2011 y 2012. Luego, se empleó comparación de medias para concluir si existían diferencias significativas entre los crecimientos de ambas especies arbóreas.

Para ello se evaluaron dos crecimientos:

a) Incremento corriente anual (I. C. A.)

Representa el crecimiento de cualquier variable dasométrica en un cierto año en cualquier etapa de vida del árbol (Rivas, 2006). Es decir:

$$\text{I. C. A.} = X_t - X_{t-1} \quad (1)$$

Donde I. C. A. corresponde al Incremento corriente anual, X_t a la dimensión que alcanzó la planta en el período t (Imaña y Encinas, 2008) y X_{t-1} a las dimensiones en el período anterior.

Para evaluar esta variable se consideraron sólo los incrementos mayores o iguales a cero.

b) Incremento relativo (I. R.)

El incremento relativo fue determinado por el cociente entre el tamaño de la planta (en DAC o longitud) al segundo año de monitoreo y la adición entre la dimensión del año anterior con la dimensión de la planta al año actual (Ecuación 2).

$$\text{Crec}_{rel} = \frac{X_t}{X_t + X_{t-1}} \quad (2)$$

Donde X_t corresponde a las dimensiones de la planta en el último periodo de crecimiento y X_{t-1} a las dimensiones en el primer periodo de crecimiento.

La ecuación adoptada para estimar crecimiento relativo se basó en un índice de Kneeshaw *et al.* (1998; 2002), adaptado de Brand (1986), el cual permite comparaciones entre individuos de distintos tamaños iniciales.

En esta formulación, el incremento nulo está representado por una proporción de 0,5; mientras que los incrementos mayores se acercan a la unidad (Kneeshaw *et al.*, 1998; 2002).

Se implementó la prueba estadística de U-Mann Whitney para evaluar si hubo diferencias significativas en los resultados de crecimiento mostrados por ambas especies.

Se evaluó además el crecimiento en aquellas plantas que no sufrieron ningún tipo de ataque (categoría de daño 0), de modo de estimar el crecimiento potencial de la plantación, sin la intervención de los herbívoros del estudio.

2.2.4 Análisis del daño en las plantas

Por medio de observaciones cualitativas e identificación de los signos de daño en las plantas, se diferenció si éste fue ocasionado por liebre o ratón.

Para evaluar la implicancia del daño por herbivoría sobre la plantación, a cada planta se le asignó un valor de daño basado en el índice BRI (Browse Rating Index) propuesto por Veblen *et al.* (1989), con valores que van desde 0 a 4 según el nivel de daño visualizado, con 0 = sin daño, 1 = daño leve (< 20% de la planta afectada); 2 = daño moderado (20% - 45% de la planta afectada); 3 = daño grave (> 45% de la planta afectada) y 4 = muerto.

De esta forma las observaciones se transformaron en datos cuantitativos, factibles de analizar estadísticamente (Figura 4).



Figura 4. Materiales de monitoreo. (a) Marca individual, compuesta por un tubo de PVC y una placa de aluminio; (b) calibrador o pie de metro; y (c) regla métrica graduada.

3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

3.1 Descripción y caracterización dasométrica de la plantación en estudio

La plantación fue establecida en el año 2010, por lo que a la fecha del último muestreo, contaba con cerca de dos años. No obstante, la edad real de los individuos se desconoce, ya que fueron repicados de múltiples bosques de la Región de Aysén del General Carlos Ibañez del Campo.

3.1.1 Características del entorno

La plantación se sitúa en terrenos planos o de baja pendiente (<15%), a una altitud media aproximada de 630 m.s.n.m. A simples rasgos, se identificaron dos situaciones típicas: suelos con buen drenaje e infiltración y suelos con acumulación de agua, comúnmente denominados “Mallines”. Según Ciari (2010), son ambientes que se desarrollan en zonas bajas del paisaje, donde se acumula agua o bien circula muy lentamente, ubicados en situaciones intermontanas, con vegetación y suelo de características propias (Montaldo, 1976). Debido a menor disponibilidad de material en vivero, sólo en algunos sectores se plantó *N. antarctica*, lo que resultó en cuatro parcelas mixtas (Parcelas 1, 6, 7 y 9) y seis puras de *N. betuloides* (Parcelas 2, 4, 5, 8 y 10).

En general, la plantación se ubica sobre praderas con baja cobertura arbustiva (<15%), excepto en el sector de la parcela 9, donde la cobertura arbustiva es más densa (cerca de un 30%). Las especies arbustivas más características son *Berberis darwinii*, *Berberis microphylla*, *Escallonia rubra* y *Chusquea culeou*. Entre las especies herbáceas más abundantes de las praderas se encuentran: *Holcus lanatus*, *Hypochoeris radicata*, *Poa pratensis*, *Agrostis spp.*, y *Trifolium spp.* Además, en aquellas situaciones de Mallín, se encontraron además de las ya descritas, otras herbáceas como *Anagallis alternifolia*, *Heleocharis palustris* y *Acaena ovalifolia*.

La pedregosidad superficial no superó el 7% de cobertura en el total de unidades muestreadas.

Cerca de la totalidad de las tazas de la plantación fueron invadidas por especies herbáceas y gramíneas.

3.1.2 Supervivencia

Al término de la segunda temporada de monitoreo, la supervivencia de *N. betuloides* fue del 37,7%, con ausencia de plantas vivas en dos parcelas de las nueve analizadas (Parcelas 1 y 6). En *N. antarctica* en cambio, la supervivencia indicó que más del 90% de los individuos continuaron vivos tras dos temporadas de crecimiento (Cuadro 1), lo que es un auspicioso resultado considerando que los primeros años de vida de cualquier especie son los más inestables y con mayores índices de mortalidad.

Cuadro 1. Supervivencia (%) de individuos de la plantación del Valle California por especie y año de evaluación.

Año de Monitoreo	<i>N. betuloides</i> (N=353)	<i>N. antarctica</i> (N= 127)
2011	73,9	99,2
2012	37,7	95,3

Al analizar la supervivencia por parcela (Figura 5), se observó gran diferencia en el comportamiento por sector entre *N. betuloides* y *N. antarctica*, con valores que van desde el 0% al 76,9% en la primera especie y del 88,9% al 100% en la segunda. Por consiguiente, *N. antarctica* podría ser la especie más indicada para plantar en este terreno, dado el tipo de plantas y técnicas de plantación. Mientras que *N. betuloides* no debiera seguirse utilizando, o bien, plantarse sólo en aquellos lugares donde mostró buenos resultados, como lo son los sectores de las parcelas 8, 9 y 10. Estos tres sectores coincidieron además con los individuos que presentaron las mejores características morfológicas. En general, las parcelas con diferencias extremas de supervivencia en *N. betuloides* no mostraron variaciones climáticas ni fisiográficas, pero sí de contenido de humedad en el suelo (observación directa en campo), lo que podría explicar en parte dichas diferencias.

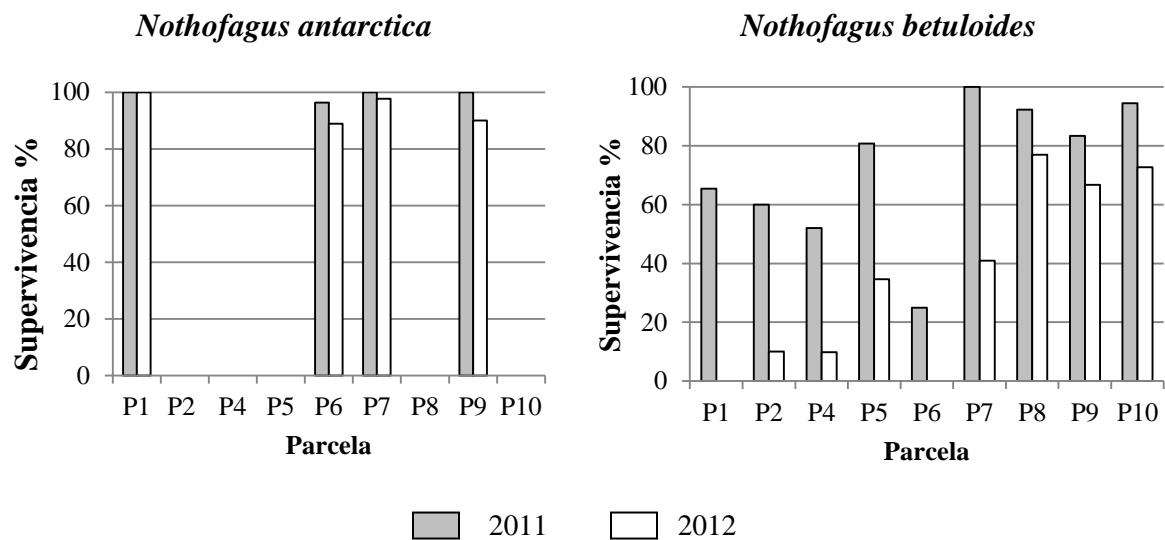


Figura 5. Supervivencia en porcentaje de plantas vivas por especie y año de monitoreo. En la temporada 2012, la supervivencia de *N. betuloides* fue nula en parcelas 1y 6. En sectores de parcelas 2, 4, 5, 8 y 10 no se plantó *N. antarctica*, lo que explica la ausencia de barras en estos puntos.

El contraste de los resultados de supervivencia entre ambas especies podría atribuirse a diferencias en la calidad de las plantas de vivero. Los individuos, separados por especie, al compartir un origen común, respondieron de manera homogénea en la plantación. Es decir, que el comportamiento de *N. antarctica* en las 56 ha de la plantación fue similar en cuanto a supervivencia, con altos valores en todas las parcelas. Por el contrario, *N. betuloides* arrojó en general alta mortalidad de sus individuos, con algunos contrastes más marcadas

entre parcelas (por ejemplo entre Parcelas 2 y 8), acentuados por condiciones locales como posibles diferencias de humedad del suelo (Parcelas 8, 9 y 10) o protección de elementos arbustivos (Parcela 9). En este sentido, la calidad de la planta de vivero es un factor relevante en el comportamiento de los individuos de la plantación (Ríos, 2008; Donoso y Soto, 2010). Al respecto, en una evaluación morfo-fisiológica de plantas de *N. pumilio*, Urretavizcaya *et al.* (2013) concluyeron que un desarrollado sistema radicular y una adecuada relación altura/DAC en plantas de vivero aumentan la potencialidad de supervivencia de la especie.

Esta situación hace suponer que el avance tecnológico en la viverización de plantas, beneficiaría los resultados de desarrollo (tanto de supervivencia como de crecimiento) luego, en la plantación.

Por otra parte, se observaron diferencias morfológicas foliares entre los ejemplares de regeneración natural de *N. betuloides* del área de estudio, y los de la plantación. Esta apreciación podría estar indicando divergencias genéticas, que de alguna manera estarían influyendo en las respuestas de los individuos del vivero en el sitio de plantación. Para determinar si esta aseveración es relevante en la supervivencia y crecimiento de los individuos, sería pertinente realizar ensayos de plantación utilizando individuos con origen conocido de semillas locales.

En cuanto a los factores que pudieron incidir de manera marginal en la disminución de la supervivencia de las plantas, se cuentan los relacionados con el tiempo desde que éstas fueron despachadas del vivero hasta ser plantadas. Uno de ellos corresponde al transporte y distancia recorrida (340 km aproximados) desde el vivero al sitio de plantación. Urretavizcaya *et al.* (2009) argumentaron en un ensayo de plantación con *N. pumilio*, en la Patagonia Argentina, que problemas de transporte podrían relacionarse con un menor desarrollo de las plantas. En este largo trayecto por una vía tortuosa, el pan de raíces pudo haber perdido algo de suelo o cohesión, desecando las raíces y provocando una situación de estrés que luego repercutió en el comportamiento de algunas plantas de ambas especies (Quiroz *et al.*, 2001). El otro factor corresponde al tiempo de almacenaje en las cercanías del sitio de plantación, donde una proporción de individuos fue expuesta a heladas que pudieron incidir en el debilitamiento de una baja cantidad de plantas, específicamente las que se plantaron en la zona de las parcelas 2 y 4.

En el trabajo de campo se observó que la presencia de elementos “nodriza” podría relacionarse con la alta supervivencia en aquellos sectores con mayor presencia de arbustos (Parcela 9) y de fustes leñosos quemados depositados en el suelo (Parcela 8). En este último caso, la supervivencia fue alta, pero el desarrollo de las plantas en cuanto a crecimiento fue bajo. Esto podría atribuirse a que las plantas se encontraban en gran medida en situación de “recuperándose”, con pequeños brotes en la base, y bajo crecimiento en el resto de la planta (Figura 7). Al respecto, Callaway y Pugnaire (1999), revelaron que la temperatura del aire y del suelo bajo sombra de una planta o elemento nodriza, son menos extremas, y la humedad de las primeras capas superficiales del suelo tiende a permanecer por mayor tiempo. Esto se complementa con la característica de semitolerante a la sombra de *N. betuloides* (Donoso y Donoso, 2006; Promis *et al.*, 2008), la que requiere de cierta cantidad de permeabilidad a la luz para crecer. Asimismo, las plantas nodrizas ayudan a disminuir los ataques por

herbivoría (Reyes *et al.*, 2007; Mondino, *et al.*, 2010; Monelos *et al.*, 2010). Un ejemplo asociado a una de las especies en estudio, es el que documentaron Henríquez y Lusk, (2005), donde mencionan que la presencia del arbusto *Empetrum rubrum* facilita la germinación y establecimiento en sus primeros años crecimiento de *N. antarctica*, incrementando la supervivencia y crecimiento de la especie por sobre aquellos individuos que no se encontraban resguardados por el arbusto.

3.1.3 Características dasométricas

Las dimensiones medias de longitud y diámetro a la altura del cuello en ambos períodos de monitoreo se detallan en el Cuadro 2. Mientras que el desglose del número de plantas por parcela y especie se señalan en la sección apéndices (Apéndice 1).

Cuadro 2. Antecedentes dasométricos medios de longitud \pm desviación estándar y DAC \pm desviación estándar, por especie y año de monitoreo, de la plantación en estudio en el Valle California, Palena. N indica el número de individuos analizados.

Especie	Año monitoreo	Longitud (cm)	DAC (mm)
<i>N. antarctica</i> (N=127)	2011	26,6 \pm 8,8	3,9 \pm 1,0
	2012	36,8 \pm 16,6	5,4 \pm 1,7
<i>N. betuloides</i> (N=353)	2011	28,2 \pm 7,1	4,4 \pm 1,1
	2012	33,3 \pm 12,6	5,8 \pm 1,9

Al término del segundo período de crecimiento, la longitud media de las plantas de *N. betuloides* fue de 33,3 \pm 12,6 cm; CV= 37,7% (media \pm desviación estándar; coeficiente de variación) y de 36,8 \pm 16,6 cm; CV= 42,9% en *N. antarctica* (Cuadro 2, Figura 6a). No se revelaron diferencias significativas en cuanto a la longitud entre ambas especies (Prueba de U- Mann-Whitney, $p > 0,05$). Las plantas más altas alcanzaron una longitud de 98,9 cm y 91,0 cm, respectivamente (Figura 6a).

En relación al DAC, la media en *N. betuloides* fue de 5,8 \pm 1, 9 mm; CV= 32,6%, y un máximo de 12,2 mm. La media en *N. antarctica* en cambio, fue de 5,4 \pm 1,7 mm; CV= 30,8%, con un diámetro máximo de 11,9 mm (Cuadro 2 y Figura 6b). No se presentaron diferencias significativas entre las especies al comparar esta variable (Prueba de U-Mann-Whitney, $p > 0,05$).

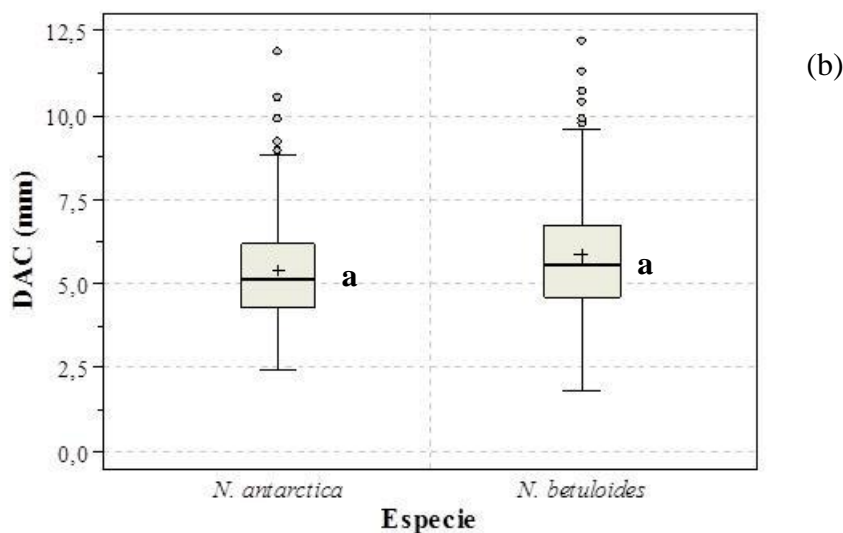
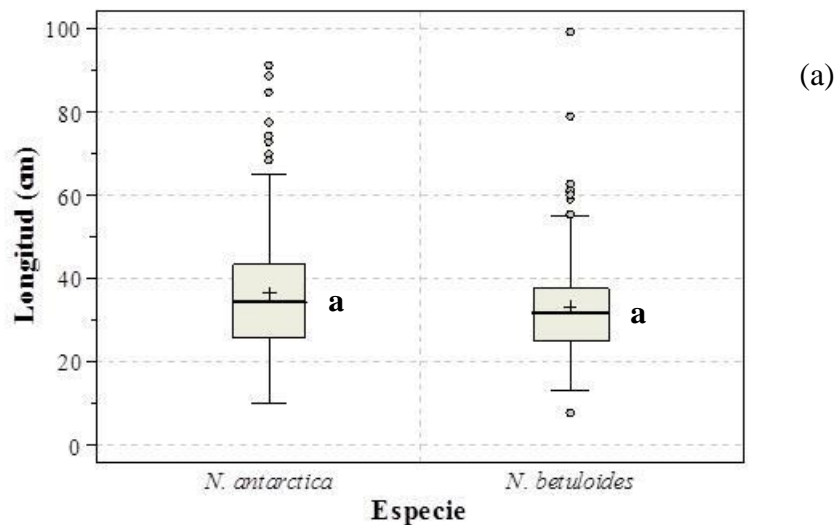


Figura 6. Diagrama de cajas para (a) la longitud de plantas y (b) el DAC de *N. antarctica* y *N. betuloides*, después de dos años de realizada la plantación. Las cajas indican el rango entre cuartiles, al interior la mediana (—) y el promedio (+). Las cajas se extienden hasta los valores máximos y mínimos. Valores extremos (círculos) se distribuyen más allá de 1,5 veces el rango entre cuartiles. Letras iguales señalan que no existen diferencias significativas para la variable, cuando las especies fueron comparadas (U-Mann-Whitney, $p > 0,05$).

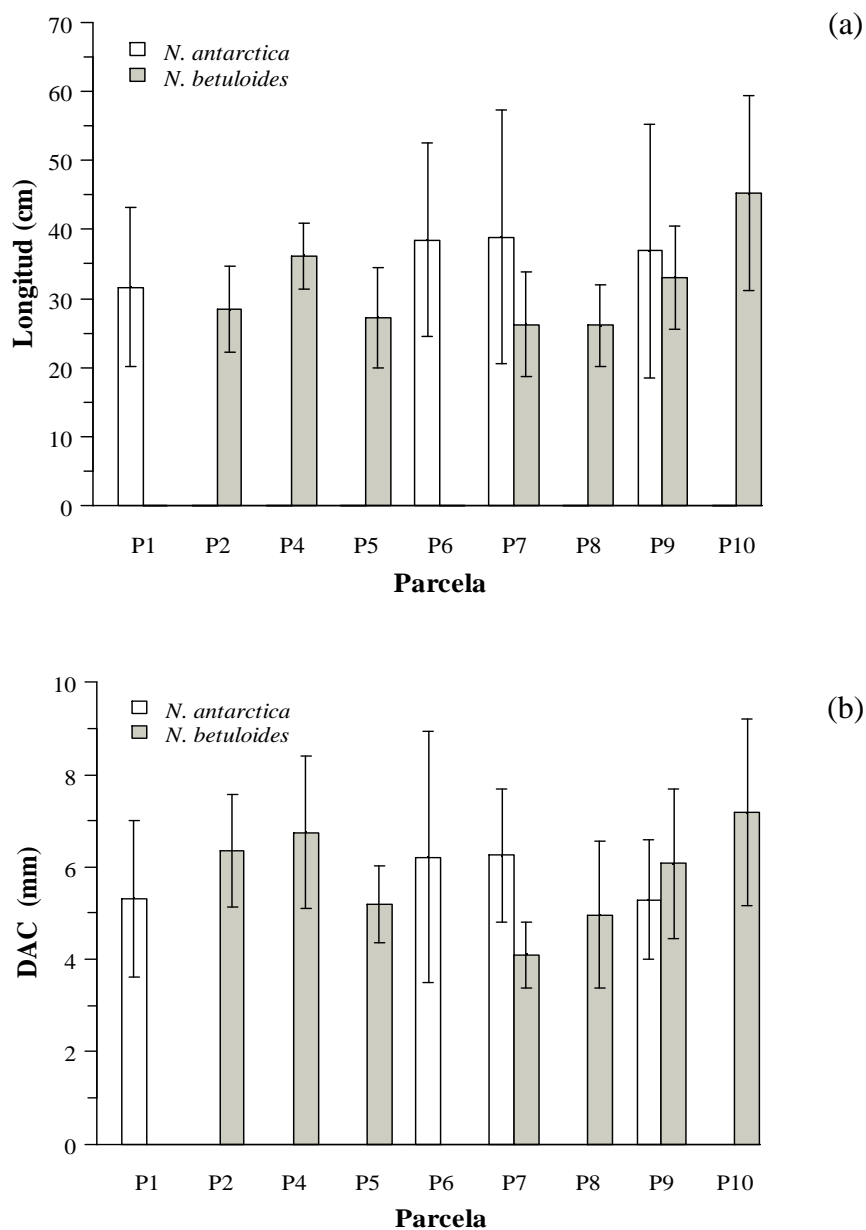


Figura 7. Gráfico de barras que señala la media \pm la desviación estándar por parcela en (a) longitud y (b) DAC alcanzada por plantas de *N. antarctica* y *N. betuloides* luego de dos años de efectuada la plantación en el Valle California, Palena. Parcelas 1 y 6 sólo contienen individuos de *N. antarctica* tras nula supervivencia de *N. betuloides*. En las parcelas 2, 4, 5, 8 y 10 sólo se plantaron individuos de *N. betuloides*.

Las plantas de mayores dimensiones se encontraron en la parcela 10, la cual sólo cuenta con individuos de *N. betuloides*, con un DAC medio de $7,2 \pm 2,0$ mm; CV = 27,8% y una longitud media de $45,2 \pm 14,1$ cm; CV= 31,2% (Figura 7). Esta situación podría atribuirse a que desde vivero estos individuos tenían mayor tamaño que el resto, así lo indican las primeras mediciones del año 2011 (Apéndice 1), donde la media sobrepasó en al menos 2 cm

al resto de las parcelas. Esta observación podría estar indicando que para lograr mejores resultados, las plantas de *N. betuloides* deben tener mayores dimensiones antes de ser plantadas. Al respecto, Davel *et al.*, (2002) recomiendan plantas con altura promedio de entre 60 cm y 80 cm para lograr buena supervivencia en lugares abiertos con alta densidad de pastos. Por otra parte, se observó que, aunque este sector no se encontraba en la situación “mallín”, posiblemente los suelos contenían alta humedad, lo que se vio reflejado en una abundante cobertura herbácea.

3.1.4 Características morfológicas

a) Vigor

En la Figura 8 se ilustra la visualización en terreno de cada una de las categorías señaladas en la sección “variables muestreadas” del capítulo método de la presente memoria.



Figura 8. Visualización en terreno de categorías de vigor: (a) Seca; (b) Recuperándose; (c) Débil; (d) Firme (e) Vigorosa.

El aspecto de los individuos arrojó resultados muy disímiles entre ambas especies. En el segundo año de monitoreo, cerca del 63% de las plantas de *N. betuloides* se mostraron “secas”, y sólo el 24, 2% se incluyó en las categorías de mejores atributos, es decir, “vigorosa” y “firme” (Figuras 8 y 9). Por el contrario, casi la totalidad de los individuos (90, 9%) de *N. antarctica* presentó buenas características visuales, y sólo el 5, 3% parecía seco o muerto. Esta marcada diferencia se asocia a una alta mortalidad de los individuos de *N. betuloides*, los que se incluyeron en la categoría “seca”.

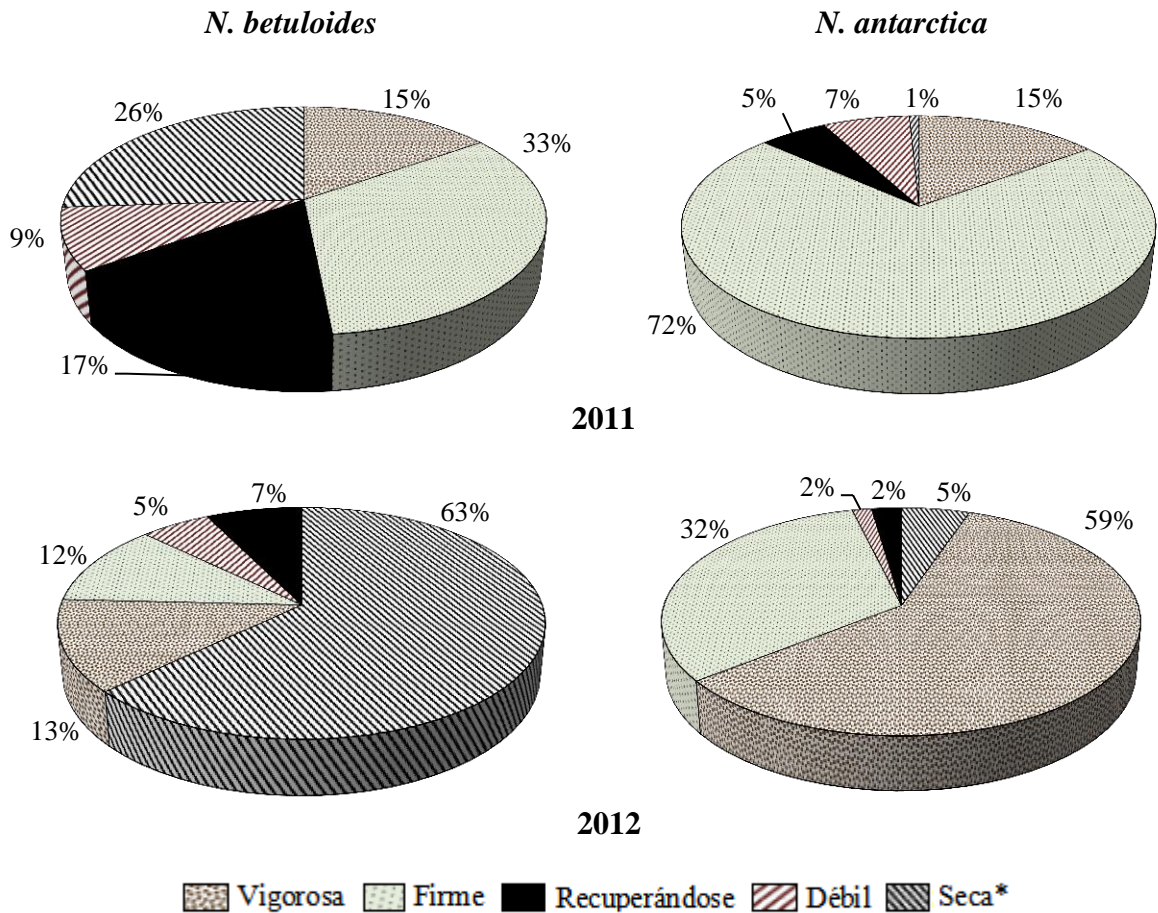


Figura 9. Proporción de individuos por categorías de vigor, especie y año, en la plantación del Valle California, Palena. (*) Plantas muertas se incluyeron en categoría “seca”.

La categorización de los individuos según su apariencia permite suponer el futuro comportamiento de la plantación en su conjunto, así como también, entregar primeras aproximaciones en plantaciones recientes respecto del comportamiento de las especies frente al trasplante. En este contexto, los resultados indicaron que *N. betuloides* sería más susceptible al estrés post-plantación, ya que al segundo año de establecida, recién se observó un porcentaje de plantas en categoría “recuperándose” (7%) frente a *N. antarctica* (Figura 9), especie que al primer año ya mostraba indicios de adaptarse a las variaciones del ambiente físico. Esta última observación se apoya en que *N. antarctica* constituye la

especie del género *Nothofagus* con mayor tolerancia ecológica (McQueen, 1976; Premoli, 1991).

Por lo general los individuos de *N. betuloides* clasificados como “firmes” o “vigorosos” se encontraban asociados a terrenos con cobertura vegetal arbustiva (Parcela 9) o herbácea densa a semidensa (Parcela 10). Al respecto, Davel *et al.* (2003) observaron en los primeros años de establecimiento de una plantación demostrativa con *Nothofagus alpina* (Poepp. *et* Endl.) Oerst. y *Nothofagus obliqua* (Mirb.) Oerst., que a mayor cobertura herbácea se obtenía menor prendimiento. Por el contrario, Piper y Fajardo (2011) aluden al resultado positivo de las gramíneas en sitios de reforestación, por el efecto de la cobertura en la disminución de la erosión del suelo y su aporte nutricional al suelo, por lo que no recomiendan realizar control de ellas en los primeros años de plantación. Esta apreciación coincide con los resultados de la plantación en estudio, por lo que las divergencias con el primer autor, pueden atribuirse a las diferencias de latitud de ambos estudios, y a la composición de especies herbáceas de ambos casos. En este sentido, para determinar los beneficios o perjuicios de la cobertura herbácea en la supervivencia y desarrollo de ambas especies, se sugiere realizar un inventario florístico del sitio de plantación, y evaluar aportes nutricionales en el suelo (por ejemplo herbáceas leguminosas), o asociaciones con micorrizas.

b) Vástagos secundarios

En promedio, los individuos de *N. antarctica* tuvieron 2 vástagos secundarios por planta, con un amplio rango de entre 0 a más de 10 vástagos por individuo y una altura media de $19,4 \pm 3,2$ cm. Mientras que en *N. betuloides*, la media de vástagos secundarios no alcanzó la unidad, con una altura media de $14,1 \pm 6,2$ cm. Es decir, que cerca de la totalidad de los individuos de esta especie se expresaron como monofustales.

La ventaja de *N. antarctica* al adoptar esta estrategia de crecimiento (descrita como morfotipo: cametífico de turbera por Ramírez *et al.* (1985)), es que ante la muerte del vástago principal, uno de los laterales adquiere la dominancia, sin incurrir necesariamente en la muerte del individuo completo. Esta forma de crecimiento de la especie podría conformar, en menor medida, uno de los factores influyentes en la alta supervivencia observada en *N. antarctica*. En un estudio realizado por Bran *et al.* (1998) se aplicó tala rasa en un ñirantal, para simular el comportamiento de la especie frente a un incendio. Los resultados mostraron que el (67%) de los individuos desplegó vástagos como estrategia regenerativa, condición que se reafirma en este estudio con la abundante aparición de vástagos secundarios. Asimismo, un alto número de vástagos en un mismo individuo podría dar protección a los centrales incurriendo en un mejor desarrollo de estos, lo que se relaciona con la alta proporción de individuos de buenas características visuales.

Por otro lado, la ubicación respecto al suelo de las yemas latentes también incide en esta apariencia, pudiendo ocurrir que los plantadores situaran una rama lateral bajo el nivel del suelo (Figura 10), la que luego de dos años se convirtió en un nuevo individuo o vástago secundario. Esto explicaría en cierta medida la aparición de más de un tallo principal en *N. betuloides*, donde este tipo de comportamientos es poco frecuente.

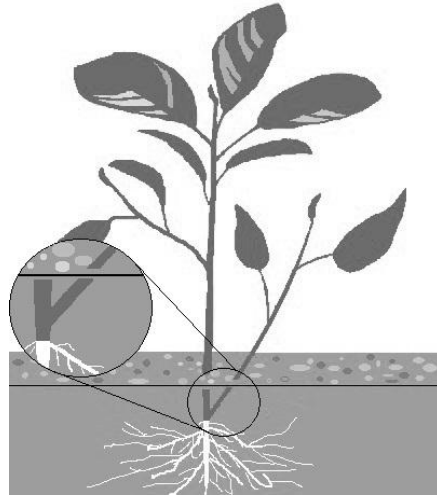


Figura 10. Representación gráfica de la aparición de un vástago secundario producto de que una rama lateral se plantó bajo el nivel del suelo.

3.2 Crecimiento en longitud y diámetro

3.2.1 Incremento corriente anual (I. C. A.)

A continuación se analiza el crecimiento de los individuos de la plantación, expresado en incremento corriente anual en diámetro a la altura del cuello y longitud.

a) Diámetro a la altura del cuello

La media de crecimiento en DAC de *N. antarctica* fue de $1,9 \text{ mm} \pm 1,3 \text{ mm}$; $\text{CV}= 69,1\%$, con un crecimiento máximo de $6,4 \text{ mm}$ (Figura 11).

Similares resultados se obtuvieron en *N. betuloides*, con una media de $1,7 \text{ mm} \pm 1,3 \text{ mm}$; $\text{CV}=77,6\%$ y un crecimiento máximo de $7,2 \text{ mm}$ (Figura 11). El análisis estadístico señaló que no hubo diferencias significativas en el crecimiento en diámetro al comparar ambas especies (U-Mann-Whitney, $p > 0,05$).

Para *N. betuloides*, Young (1972) indicó incrementos anuales promedio de $1,4 \text{ mm}$ y de $1,8 \text{ mm}$ por Schmidt *et al.* (1996) en la Región de Magallanes, mientras que Sievert (1995) estimó que individuos en fase de crecimiento óptimo pueden alcanzar los $2,4 \text{ mm/año}$ en la XI Región. Por otro lado, Promis *et al.* (2008) afirman que para la misma especie, el crecimiento medio anual fluctúa entre $1,5$ y $2,5 \text{ mm}$ en bosques naturales, por lo que el incremento corriente medio observado en la plantación del Valle California coincide con la amplitud estudiada en la especie (Figura 11).

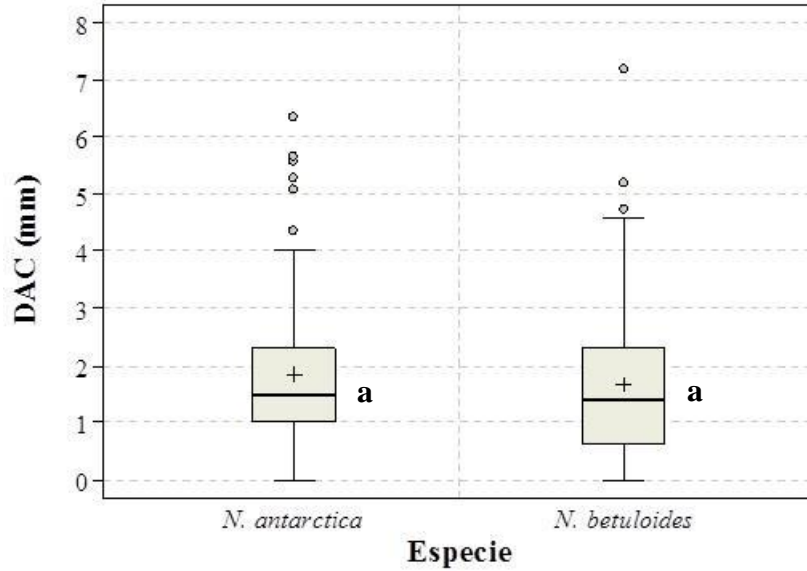


Figura 11. Gráfico de cajas para el crecimiento anual corriente en DAC de plantas de *N. antarctica* y *N. betuloides*, al segundo año de monitoreo. Las cajas indican el rango entre cuartiles, al interior la mediana (—) y el promedio (+). Las cajas se extienden hasta los valores mínimos y máximos. Valores extremos (círculos) se distribuyen más allá de 1,5 veces el rango entre cuartiles. Letras idénticas indican que no existen diferencias significativas en el crecimiento entre especies (Prueba de U-Mann-Whitney, $p = 0,212$).

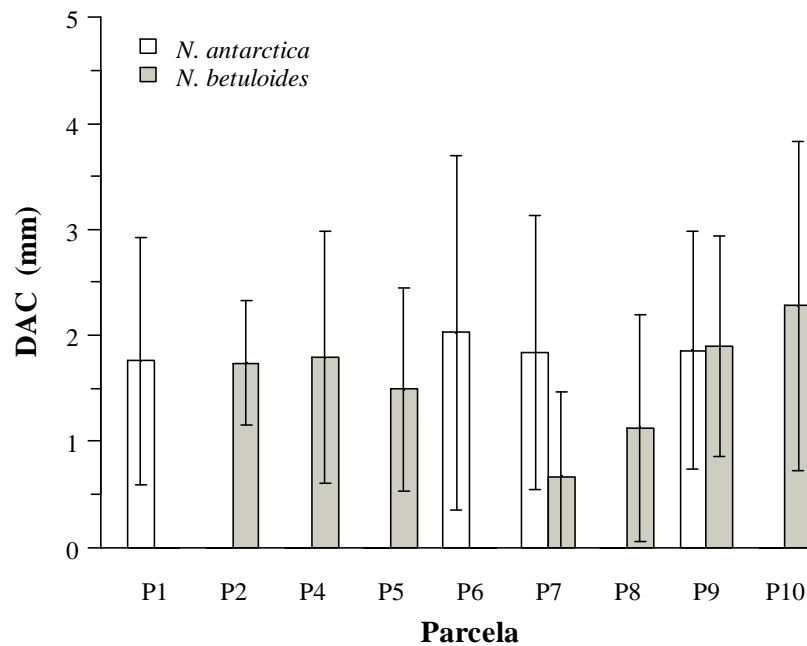


Figura 12. Medias de crecimiento corriente anual en DAC por parcela y especie. Líneas longitudinales (I) señalan la desviación estándar de los datos.

En las parcelas mixtas (Parcela 7 y Parcela 9), en su conjunto, no hubo diferencias significativas al comparar el crecimiento en DAC de ambas especies (Prueba de U-Mann-Whitney, $p = 0,1156$)

El rango de crecimiento medio anual en DAC en *N. antarctica* varía entre 1,5 mm y 1,8 mm en bosques naturales de la Región de Magallanes (Raffaele *et al.*, 1998, Vidal y Premoli, 2004). Mayores crecimientos reportaron Martínez-Pastur y Fernández (1997), donde analizaron anillos de crecimiento de hasta 1 cm. La discrepancia en los resultados se justifica principalmente en las diferencias ecológicas entre plantación y bosque natural, y en la etapa de crecimiento en la cual se realizaron los análisis, resultando en comportamientos distintos y poco comparables.

b) Longitud

El crecimiento en longitud resultó con diferencias estadísticamente significativas (U-Mann-Whitney, $p < 0,01$), al comparar ambas especies, con una media de $7,4 \pm 9,6$ cm; CV= 129,6% en *N. betuloides* y $12,8 \pm 13,6$ cm; CV= 105,9% en *N. antarctica*; es decir que, en términos generales, esta última especie creció un 42,1% más que la primera (Figura 13).

El mayor crecimiento corriente observado en *N. betuloides* fue de 52,7 cm y de 60,4 cm en *N. antarctica* (Figura 13).

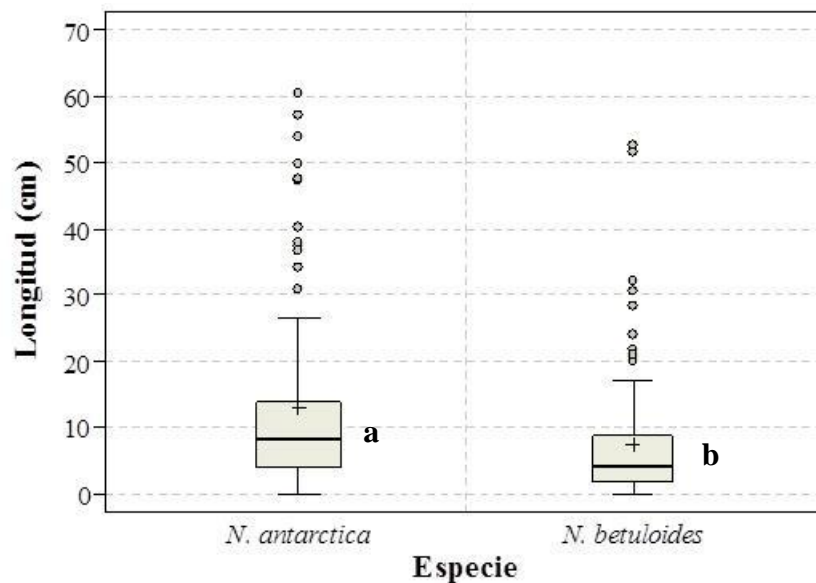


Figura 13. Crecimiento anual corriente en longitud de plantas de *N. antarctica* y *N. betuloides*, al segundo año de monitoreo. Las cajas indican el rango entre cuartiles, al interior la mediana (—) y el promedio (+). Las cajas se extienden hasta los valores mínimos y máximos. Valores extremos (círculos) se distribuyen más allá de 1,5 veces el rango entre cuartiles. Letras distintas indican diferencias en el crecimiento corriente entre especies (U-Mann-Whitney, $p < 0,01$).

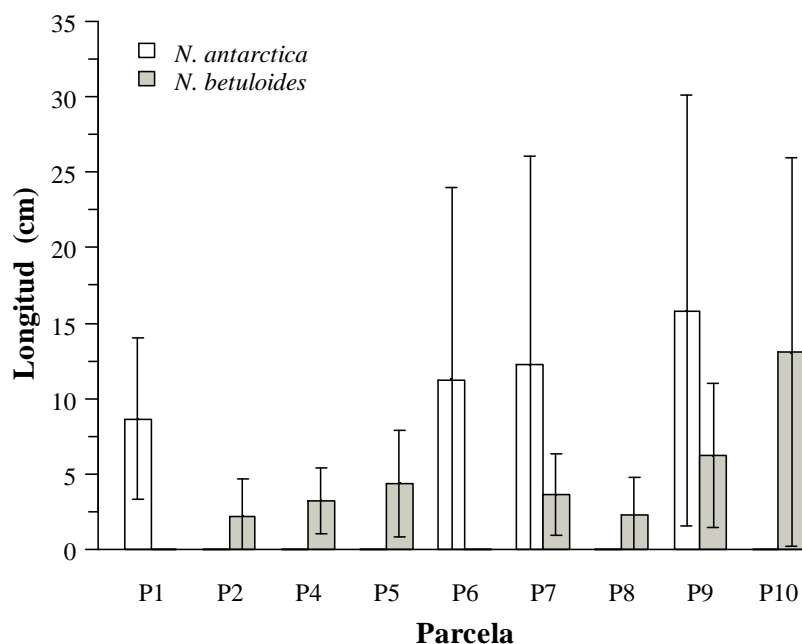


Figura 14. Medias de crecimiento corriente anual en longitud por parcela y especie. Líneas longitudinales (I) señalan la desviación estándar de los datos.

Respecto a las parcelas mixtas (Parcela 7 y Parcela 9) en su conjunto, se comprobaron diferencias significativas al comparar los incrementos alcanzados por ambas especies (Prueba U-Mann-Whitney, $p = 0,0075$). Esta diferencia se atribuye a respuestas de crecimiento más lentas en *N. betuloides* frente a variaciones en el ambiente. Así lo estipuló Rojas (2007) en un ensayo de anegamiento, donde concluyó que de las tres especies siempreverde del género *Nothofagus*, *N. betuloides* fue la que más follaje perdió en todos los tratamientos, evidenciando la alta sensibilidad del follaje a cambios en las condiciones ambientales. Esto podría asociarse además a las diferencias visuales (reflejadas en el estado de vigor) con *N. antarctica* (Figura 9).

La alta variación estadística de los datos (Figura 14) puede atribuirse a la muerte del ápice principal de un grupo de plantas, por factores abióticos, ataque de liebre o bien porque las condiciones microclimáticas en algunos sectores promovieron la elongación en altura de unas plantas por sobre otras. Esta última afirmación se basa en la observación del largo del internudo entre una hoja y otra a lo largo del tallo principal, que en algunos casos alcanzó los 3 cm (Parcela 10) por sobre una media de 9 mm aproximadamente (11,1 mm en *N. antarctica* según Ramírez *et al.*, 1985).

Se observa además, que la variación de los datos respecto a la media fue menor en la variable DAC que en longitud, lo que implica que los individuos tuvieron un crecimiento más regular en esta variable que en la primera, y que los factores que incidieron en el comportamiento irregular de la altura, no tuvieron los mismos efectos sobre el crecimiento en diámetro (Figuras 11 y 12).

Donoso *et al.* (2006) indican que el crecimiento en longitud de *N. antarctica* es relativamente rápido en ambientes naturales, alcanzando hasta 2 m de altura a la edad de 5 años en situaciones favorables. Mientras que Rodríguez *et al.* (1983) mencionan que plantas cultivadas a plena luz, pueden alcanzar entre 60 y 80 cm de altura a los dos años de edad. Esta última observación coincide con los resultados de los ejemplares más altos de la plantación, encontrándose incluso individuos de mayor longitud que la descrita por los autores (Figura 14).

Para la regeneración dominante de un bosque natural mixto de *N. betuloides* con *N. pumilio*, en la Región de Magallanes, Garfias (2005) registró un crecimiento promedio de 18,7 cm/año en plantas de *N. betuloides*, cifra muy superior a la media de la plantación, sin embargo, esta diferencia puede atribuirse al contraste ecológico entre regeneración natural y plantación, lo que se relaciona con un retardo de la especie a recuperarse a la variación de las condiciones del ambiente, además de las diferencias en edad y latitud de ambas situaciones.

En una evaluación posterior a tres años de establecido un ensayo de plantación, en la XI Región, se obtuvo un incremento medio anual en DAC de 3,19 mm y en altura de 19,7 cm en *N. antarctica*, mientras que en *N. betuloides* estos valores fueron de 2,89 mm y 11,3 cm respectivamente. (Soc. Cerro Castillo, 2011). Las diferencias entre estos resultados y los observados en la presente memoria podrían atribuirse a múltiples factores, entre los que se mencionan: 1. En el ensayo antes señalado se evaluó crecimiento medio anual a diferencia del crecimiento corriente utilizado en la presente memoria. 2. Posible aplicación de tratamientos pre-establecimiento (como mejoramiento del sustrato) en el ensayo de Soc. Cerro Castillo, y 3. En una temporada más de crecimiento, las plantas pudieron adaptarse mejor a las condiciones ambientales, y comenzar su fase de desarrollo.

3.2.2 Crecimiento relativo

a) Diámetro a la altura del cuello

El crecimiento relativo se determinó por un índice que fluctúa entre 0,5 y 1, siendo el primer valor la expresión de nulo crecimiento en el período y 1 la elongación máxima de la planta, desde la no existencia hasta el tamaño de la planta al momento de la medición (ecuación 2). Kneeshaw *et al.* (1998; 2002) aluden a que el tamaño inicial de las plantas varía, y por lo tanto este índice homogeniza la situación inicial, resultando en el crecimiento real de los individuos. De ello se desprende que el índice de crecimiento relativo en *N. antarctica* osciló entre 0,5 y 0,8, con una media del $0,59 \pm 0,05$; CV = 9,2%. En *N. betuloides*, este índice fluctuó entre 0,5 y 0,7 con una media de $0,57 \pm 0,049$; CV = 8,6%. Al comparar ambas especies, la prueba de U-Mann-Whitney indicó diferencias significativas para el crecimiento en diámetro (Prueba U-Mann-Whitney; $p = 0,0089$, Figura 15a).

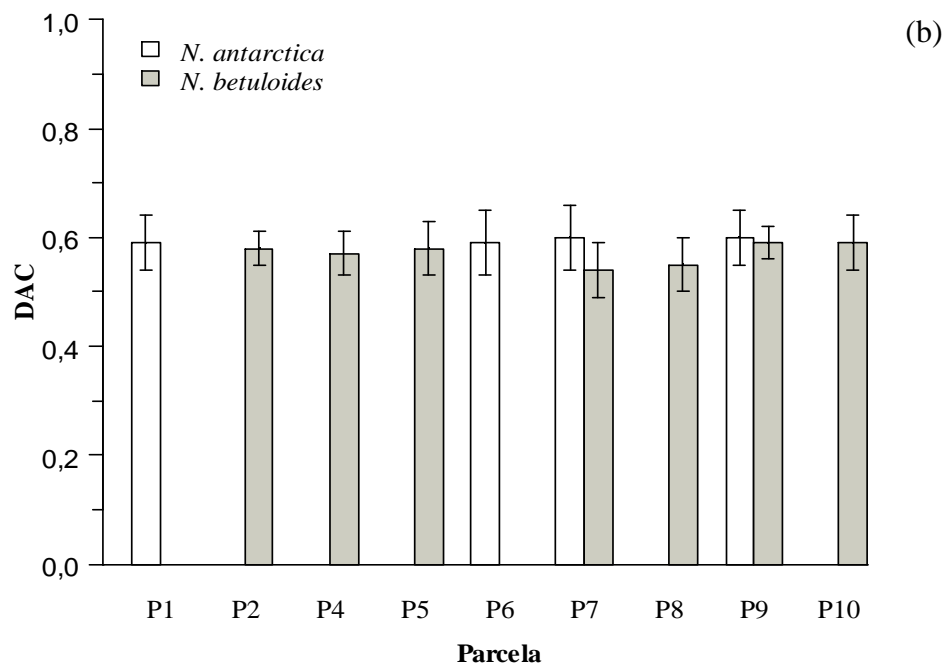
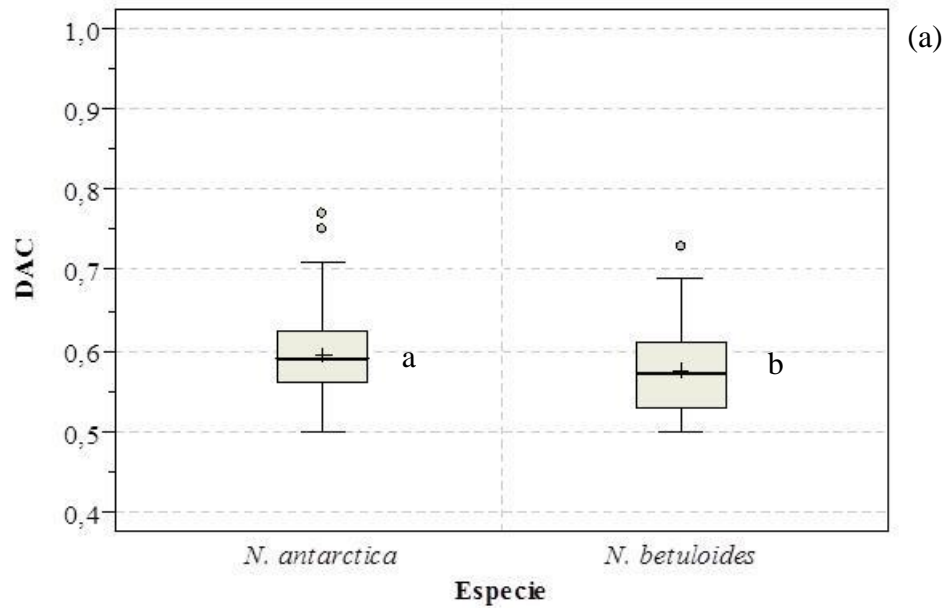


Figura 15. Gráficos de caja (a) y de barras (b), que explican el comportamiento de ambas especies frente al crecimiento relativo en DAC. Las cajas indican el rango entre cuartiles, al interior la mediana (—) y el promedio (+). Las cajas se extienden hasta los valores mínimos y máximos. Valores extremos (círculos) se distribuyen más allá de 1,5 veces el rango entre cuartiles. Letras distintas indican diferencias en el crecimiento corriente entre especies (Prueba U-Mann-Whitney, $p < 0,01$)

b) Longitud

El índice de crecimiento en longitud alcanzado en *N. betuloides* fluctuó entre 0,5 y 0,9 y entre 0,5 y 0,8 en *N. antarctica* (Figura 16). La prueba de U-Mann-Whitney indicó diferencias significativas al comparar ambas especies (Prueba U-Mann-Whitney, $p=0,0000$).

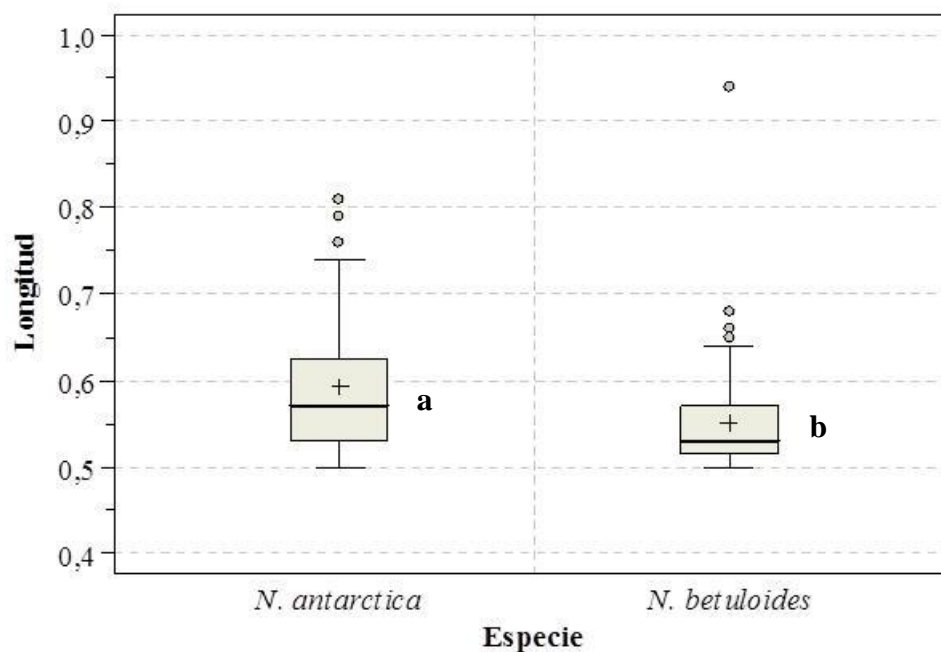


Figura 16. Crecimiento relativo en longitud de plantas de *N. antarctica* y *N. betuloides*. Se puede constatar fácilmente un contraste en el comportamiento de ambas especies. Las cajas indican el rango entre cuartiles, al interior la mediana (—) y el promedio (+). Las cajas se extienden hasta los valores mínimos y máximos. Valores extremos (círculos) se distribuyen más allá de 1,5 veces el rango entre cuartiles. Letras distintas indican diferencias en el crecimiento corriente entre especies (Prueba U-Mann-Whitney, $p=0,000$)

En *N. antarctica* la media fue de $0,59 \pm 0,07$; CV= 11,9%, mientras que en *N. betuloides* estos valores fueron de $0,55 \pm 0,06$; CV= 10,9%.

En la Figura 16, la gráfica indica que en *N. betuloides* los datos se concentraron en valores más cercanos al crecimiento nulo que en *N. antarctica*, confirmando diferencias significativas en las respuestas de crecimiento inicial y adaptación, ampliamente demostrada en la plantación en estudio.

A nivel de parcela, la variabilidad de los datos disminuyó considerablemente. El crecimiento en *N. antarctica* se indica mayor al de *N. betuloides* en todas las situaciones.

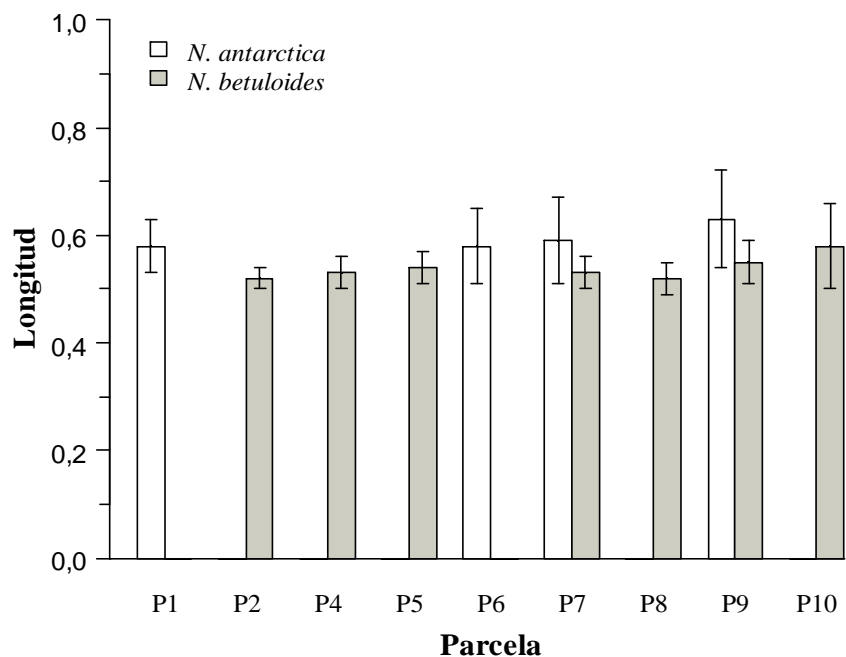


Figura 17. Medias de incremento relativo en longitud por parcela y especie. Líneas longitudinales (I) señalan la desviación estándar de los datos

De lo anterior se desprende, que pese a que *N. antarctica* creció más que *N. betuloides* en términos relativos, el crecimiento en longitud en ambas especies fue bajo, inferior a un índice de 0,6, lo que implicaría que en los dos primeros años de plantación las especies se encontraron en una etapa de adaptación al medio.

Para una plantación de *N. alpina*, Reyes *et al.* (2007) propusieron como factores incidentes en un menor crecimiento: a) la presencia de bosques aledaños que disminuyen la radiación y b) la resistencia del suelo a la penetración de raíces y la menor profundidad de arraigamiento. Respecto al primer punto, el Valle California está inserto en el cordón montañoso de Los Andes, por lo tanto la zona de plantación colinda con lomajes que podrían afectar el periodo lumínico y por consiguiente la radiación que reciben las plantas, incidiendo en su crecimiento, un factor que no debiera manifestarse notoriamente, ni tampoco considerarse como factor fundamental de comportamiento. En cuanto al segundo factor descrito, las zonas con mayor contenido de humedad en el suelo (Parcelas 8, 9 y 10) podrían facilitar la penetración de raíces, e incidir en un mejor desarrollo y supervivencia respecto al resto de los sectores.

Además de las causas descritas para explicar el comportamiento del crecimiento, debe considerarse que se trata de un terreno altamente degradado, con cambio de composición florística, y fustes quemados aún depositados en el suelo. El terreno de forestación fue expuesto por décadas al sobrepastoreo, lo que posiblemente ocasionó compactación del suelo. A esto se agrega que no se realizaron labores de subsolado, por lo tanto las plantas pudieron tener dificultad para desarrollar raíces, situación que debiera ser analizada en próximos estudios. Al respecto, Donoso *et al.* (2007) estudiaron situaciones similares, en altitudes superiores a los 500 m.s.n.m. en la Cordillera de Los Andes del centro-sur de

Chile, donde las condiciones climáticas son severas, y por lo tanto la productividad de las plantaciones disminuye. En consecuencia, aunque las plantas de vivero fueran de buena calidad, los crecimientos potenciales no serían alcanzados a causa de la erosión que la disminución de la cobertura vegetal ha provocado. Si a esto se le añade la ausencia de técnicas silviculturales pre-establecimiento, los resultados de crecimiento que la plantación en su conjunto mostró en este estudio se señalan como positivos.

De los resultados de crecimiento y supervivencia se desprende que estos dos componentes no están necesariamente correlacionados, y la rapidez de crecimiento responderá a la estrategia de adaptación de cada especie.

Por otro lado, se observó que a pesar de pertenecer al mismo género, y compartir ambientes en forma natural a lo largo de su distribución, *N. antarctica* y *N. betuloides* demostraron ser especies con comportamientos muy disímiles en cuanto a crecimiento, supervivencia, formas de crecimiento y estrategias de recuperación al estrés post plantación. Esto demuestra que es de vital importancia conocer en profundidad los requerimientos ecológicos de las especies en un plan de reforestación, ya que como ocurrió en este estudio con *N. betuloides*, no basta con que el sitio de plantación se encuentre dentro del área de distribución de la especie, *N. betuloides* requiere de condiciones particulares de humedad del suelo, pendiente y otros factores para asegurar su supervivencia y establecimiento en un sitio.

La baja o casi nula participación de *N. antarctica* y *N. betuloides* en ensayos de reforestación o plantación con especies nativas, ha repercutido en una brecha significativa en cuanto al crecimiento y supervivencia observados en otras especies congéneres, tales como *N. dombeyi* o *N. alpina* (Donoso y Soto, 2010), con valores de crecimiento incluso comparables con *Pinus radiata* en sus primeros años de desarrollo, sometido a intensos tratamientos silvícolas (Soto y Ríos, 2009). Las primeras experiencias de plantación con las especies antes mencionadas datan de los años 50' (Vita, 1977), es decir que cerca de 60 años de investigación al respecto, han resultado en avances en materia de manejo silvícola, que benefician las perspectivas del bosque nativo en materia de manejo forestal (Donoso y Soto, 2010), del mismo modo, un aumento de estudios enfocados en plantaciones forestales con *N. antarctica* y *N. betuloides*, podrían aumentar considerablemente los índices de supervivencia y rapidez de crecimiento en futuras actividades de forestación y reforestación con diversos objetivos.

Esta diferencia de conocimiento técnico-silvícola en plantaciones con especies arbóreas nativas, se puede considerar como una oportunidad para la incorporación de estas dos especies en planes de forestación, especialmente a *N. antarctica*, dados los buenos resultados revelados por la especie.

3.3 Caracterización del daño ocasionado por los herbívoros

A continuación se caracteriza el daño ocasionado por la liebre y los roedores, con base en los signos que se visualizan en los individuos afectados.

3.3.1 Caracterización del daño ocasionado por liebre

El daño ocasionado por liebre se vislumbra como un corte en bisel tal como lo describen diversos autores (González, 1997; Rodríguez, 1997; Bonino, 2006). Por lo general, parte de la rama desprendida se le encuentra a un costado de la planta, o bien aún sujeta al individuo por un costado del corte. Cuando las ramas son delgadas, es común confundir el daño de liebre con la poda natural de ramas viejas, sin embargo, la mordida de liebre genera un corte irregular con vestigios de fibras desordenadas (Figura 18).

El ataque de liebre puede significar la pérdida total de su biomasa aérea cuando el corte se realiza en el ápice o mitad de la rama principal (Figura 18a), implica pérdida parcial de biomasa o bien individuos más pequeños y de formas irregulares, en cambio cuando el ataque se realiza en la base de la planta, el daño puede ocasionar la muerte del individuo (Figura 18b); (Rodríguez, 1988). Por último, cuando la liebre ramonea ramas laterales, el daño no es significativo en cuanto a pérdidas para la planta, a menos que afecte a una gran cantidad de ellas. En este caso, la planta reduce su eficiencia fotosintética al disminuir la densidad foliar, lo que implica un retardo en el crecimiento y acumulación de biomasa.



Figura 18. Signos de daño por liebre: (a) Corte característico en bisel; y (b) restos de la planta atacada.

En términos económicos, la mortalidad de individuos implica una pérdida en la inversión inicial de plantación, nuevos costos por replante y riesgo de pérdida de la bonificación estatal por incumplimiento de la densidad decretada (Ley N° 20.283; Rodríguez, 1988).

3.3.2 Caracterización del daño ocasionado por ratón

El daño producido por el roedor se observa como una composición de pequeños entresacados ocasionados por los incisivos del animal, que conforman en una rasgadura longitudinal de la corteza de las plantas. En los casos más severos, puede incluso anillar la rama principal, ocasionando la muerte del individuo (Figura 19a).

Puesto que la corteza de los árboles de corta edad es muy delgada, los dientes del roedor alcanzan el xilema, quedando expuesto al ambiente en la mayoría de los casos (Figura 19b).



Figura 19. Signos de daño por roedor en la corteza de individuos del género *Nothofagus*. (a) Daño de categoría 3, severo: el ratón provocó el quiebre del tallo, y (b) daño de categoría 1, leve: ataque no significa mayores perjuicios para el individuo.

Las consecuencias del ataque de roedor, si bien no se relacionan con la forma o disminución de la biomasa de los individuos, pueden traducirse en debilitamiento de la planta quedando susceptible al ataque de patógenos, caída por viento o cediendo frente al peso de la nieve.

3.4 Cuantificación del daño

Tras la primera temporada de monitoreo, en el año 2011, el 60,6% de la plantación fue dañado por liebre y/o por roedor. Al finalizar el segundo período de monitoreo, dicho valor disminuyó al 39,5%. De la proporción afectada, el 73,9% se atribuyó a liebre y el 29,7% al roedor², en cualquiera de las categorías de daño. Los valores obtenidos son muy similares a los de una plantación de *Pinus radiata*, donde Rodríguez (1997) afirma que el ataque de liebre puede afectar al 30% de las plantas.

De los individuos muertos, el 5,3% se asoció al ataque de liebre (categoría 4 (muerto)), una cifra potencialmente mayor considerando el 16,4% de individuos muertos de *N. betuloides* que no se encontraban en sus casillas junto a sus marcas, al segundo año de monitoreo) y de los cuales se desconoce su causa de muerte, la cual podría ser atribuida a múltiples factores entre los que se cuenta el daño por liebre.

No se observaron diferencias significativas al comparar de manera independiente el ataque de liebre y el de ratón, entre ambos años de monitoreo (Figuras 20 y 21). En el caso de *N. antarctica*, ocurrió la particularidad de que el número de ataques por ratón y liebre disminuyeron en un 3% y 17% respectivamente, al año siguiente (Figura 20). Esto se explica por: 1.- Comportamiento territorial de liebre acentuado en el primer año, cuando las plantas “aparecen” en su área de alimentación, y 2.- recuperación de la parte afectada de la planta. Esta última afirmación se sustenta en que la mayor proporción de ataques se encontró en la categoría 1, leve (Cuadro 3). En *N. betuloides*, esta observación sólo se registró para el daño de liebre, con una disminución del 8% de los ataques, sustentando el primer fundamento expuesto.

Las proporciones de ataque de liebre y ratón fueron similares entre las especies, pero disímiles entre agentes, de modo que liebre atacó a más del doble de individuos que ratón, lo que podría atribuirse a una mayor densidad de población de lagomorfos en la zona de plantación, y a la diferencia en el tamaño corporal de ambos animales, que repercute en la cantidad de alimento que requiere cada uno, entre otros múltiples factores que condicionan importantes diferencias biológicas entre ambos agentes, las que a su vez, conducen a diferencias en los niveles de daño ocasionados.

² Suma de porcentajes supera al 100% debido a que el 3,6% de los individuos atacados, mostró signos de ambos agentes de daño.

Daño ocasionado por ratón

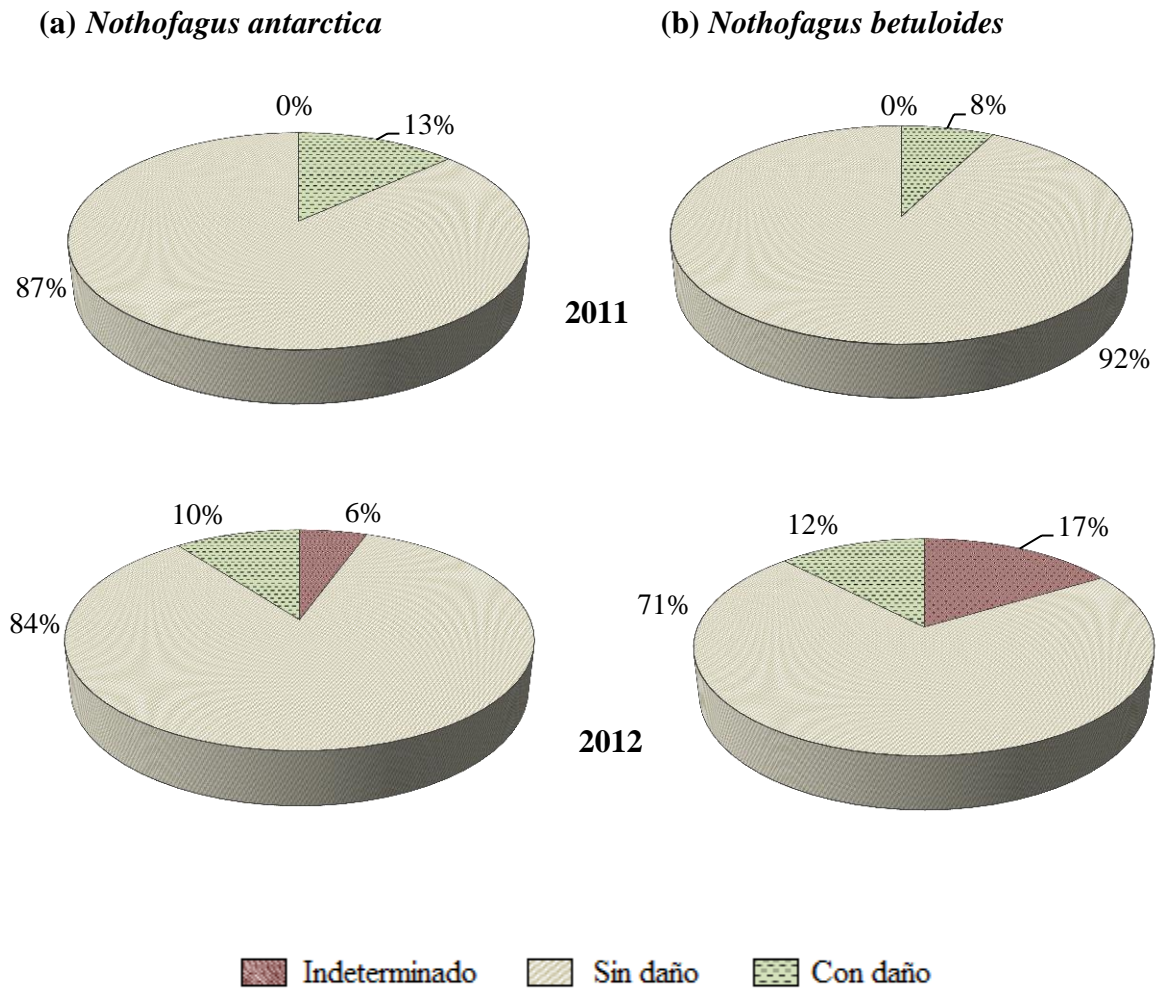


Figura 20. Proporción de individuos dañados por ratón, en *N. antarctica* (a) y *N. betuloides* (b) durante los dos primeros años de monitoreo de la plantación del Valle California.

Daño ocasionado por liebre

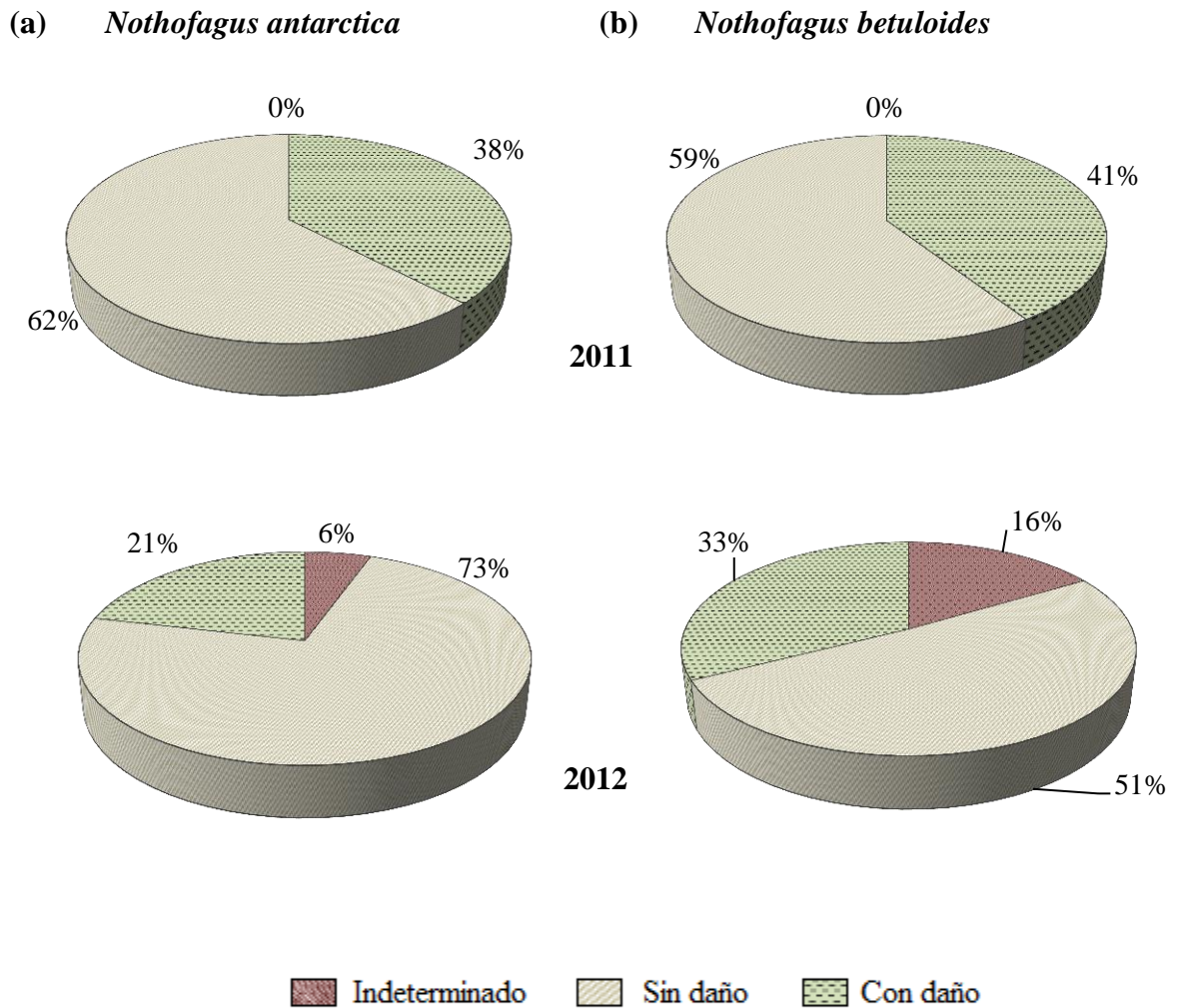


Figura 21. Proporción de individuos dañados por liebre en *N. antarctica* (a) y *N. betuloides* (b) durante los dos primeros años de monitoreo de la plantación del Valle California.

El contraste en la proporción de individuos en categoría “Sin determinar” entre las especies, se debe fundamentalmente a la diferencia en los valores de supervivencia observados (Cuadro 1).

Con relación a las estructuras físicas afectadas, el roedor sólo atacó la corteza. La liebre en cambio, se enfocó mayoritariamente en las ramas laterales (41,8% de los ataques), luego en el ápice (29,1%) y en menor medida en la base de las plantas (9,7%), coincidiendo estas dos últimas con los daños más severos (categorías 3 y 4).

Se desprende del estudio, que los animales no tienen preferencia alimenticia por ninguna de las dos especies en particular (Figura 20), situación que coincide con lo observado por López-Cortés *et al.* (2007), quienes estudiaron la amplitud trófica de *L. capensis*, concluyendo que se comporta como un herbívoro de dieta generalista.

El número de plantas dañadas por parcela se expandió a la plantación, considerando que cada una de las parcelas representa un parche de la reforestación. Este análisis indicó que hasta el segundo año de monitoreo, por cada una hectárea, 336 plantas resultaron dañadas por liebres y/o roedores, en cualquier categoría de daño. El detalle por parcela, según categoría de daño, se observa en el Cuadro 3.

Cuadro 3. Proporción de plantas dañadas (%) al segundo año de monitoreo, agrupadas en categorías de daño por parcela. El total indicado no incluye categoría de daño “0” (sin daño) ni categoría “S. D” (sin determinar).

% Plantas dañadas	Parcela de monitoreo permanente									
	P1	P2	P4	P5	P6	P7	P8	P9	P10	Total
0	49,0	20,5	23,3	56,8	37,5	62,9	48,0	56,0	51,9	47,4
1	25,5	10,3	16,7	11,4	22,5	21,0	24,0	22,0	21,2	19,9
2	9,8	10,3	10,0	6,8	17,5	3,2	14,0	12,0	7,7	9,8
3	2,0	7,7	10,0	6,8	0,0	3,2	6,0	0,0	5,8	4,3
4	0,0	25,6	13,3	2,3	12,5	0,0	0,0	0,0	5,8	5,5
S. D	13,7	25,6	26,7	15,9	10,0	9,7	8,0	10,0	7,7	13,2
%Total de daño*	37,3	53,8	50,0	27,3	52,5	27,4	44,0	34,0	40,4	39,5

(*): Resultado de la adición de categorías 1, 2, 3 y 4

Se observó una alta proporción de plantas en categoría “sin determinar” (S. D), que corresponde a la proporción de plantas muertas por parcela, cuya causa de muerte no es explicada por el daño de liebre ni ratón (categoría 4). Éstas corresponden a plantas cuyos restos ya no se encontraban en su casilla y por lo tanto la causa de muerte se desconoce. Posiblemente las liebres trasladaron los restos a otro sector, pero esta afirmación no fue posible de determinar de forma concluyente en este estudio.

La parcela 7 obtuvo el mayor número de plantas no dañadas (categoría 0), sin embargo, visualmente no se apreció ninguna característica en particular que pudiera explicar este hecho. Posiblemente la población de liebres y roedores en este sector fue menor que en otros.

Por otra parte, dos de las parcelas con daño por sobre la mitad de los individuos (Parcelas 2 y 4), coinciden con las de menor crecimiento en longitud, lo que confirma la relación

directa entre ambos factores. Para corroborar lo anterior, se estimó el crecimiento alcanzado por aquellos individuos que no sufrieron ningún tipo de ataque (categoría de daño 0). Los resultados indicaron un incremento medio corriente en DAC de 1,9 mm en *N. antarctica* y 1,7 mm en *N. betuloides*. Estos valores son ligeramente superiores al incremento del conjunto de la plantación (Figura 10), lo que indica que la variable DAC no se relaciona directamente con el daño por herbivoría. Por el contrario, el incremento en longitud alcanzó una media de 9,6 cm en *N. betuloides* y 14,3 cm en *N. antarctica*. Lo que parece indicar que el daño por liebre se relaciona directamente con la altura de las plantas a edades tempranas, disminuyendo el crecimiento en altura en 2 cm promedio.

Los valores observados pueden ser considerados bajos en relación a otras experiencias de reforestación en las cercanías al área de estudio. Por ejemplo, Sierra y Gándara (1983) determinaron una supervivencia inferior al 45% debido al ataque de liebre y otras condiciones ambientales. Avaria y Palma (1998), evaluaron una plantación mixta de *N. dombeyi* con *N. pumilio*, resultando con un 36% y 52% de plantas dañadas respectivamente. Bajo las mismas condiciones de Región y especie, Quijada (1999) no registró la proporción de plantas afectadas, pero determinó que el daño provocado por liebre fue leve, afectando a menos del 20% de la masa foliar, y provocó un retardo en el crecimiento de la plantación. Por su parte, Díaz (2012) evaluó el ataque de liebre en la regeneración de *N. pumilio*, *N. antarctica*, y *N. dombeyi*, bajo el dosel de una plantación de *P. ponderosa*. Los resultados indicaron que el 15%, 15% y 7% de los individuos fueron atacados respectivamente.

Rodríguez (1997) estipuló que la magnitud del daño provocado por liebre, dependería de tres factores a considerar: ambiente, densidad de población de liebre y edad y tamaño de las plantas. En el primer aspecto, el ambiente de la población beneficiaría la población de liebre, puesto que se encuentra en una zona abierta, con alta cobertura herbácea, de alto valor palatable, en áreas mayoritariamente planas, y bordes con mayor cobertura arbórea y arbustiva para descansar. Respecto al segundo factor señalado, se desconoce la densidad de población de liebre, pero de acuerdo a la proporción de individuos afectados, se especula menor que la proliferación de la especie en la Patagonia Argentina. Esta apreciación se basa en estudios desarrollados principalmente en Esquel, Argentina, una localidad cercana a Valle California. A modo de ejemplo, en un ensayo de plantación con *N. pumilio*, en un territorio quemado, un 84% de las plantas resultó dañada por el ataque de liebre al tercer año de monitoreo, con un 72% de éstas afectada desde el primer año (Martucci, 2010). En Neuquén, estudios indicaron un 68% e incluso 83% de daño sobre yemas apicales durante el primer año de plantación (Bonino, 2011). Estos resultados constituyen una amenaza para la plantación en estudio, dada la cercanía con el país aledaño (límite este del predio coincide con el límite nacional entre ambos países), ya que en un estudio de colonización de liebre en Perú, Cossio (2004) concluyó que *L. capensis* tiene la facultad de expandir su territorio con gran velocidad, debido a su plasticidad ecológica (Bonino *et al.*, 2010) pudiendo aumentar considerablemente su densidad en Chile.

En la contraparte, Novaro *et al.* (2001) analizaron la existencia de regulación poblacional debida a la predación por zorros culpeos en el norte de la Patagonia Argentina. Los autores determinaron que en zonas altoandinas la capacidad de reproducción y supervivencia de liebre sería menor respecto a las zonas costeras, debido a la existencia de predadores como

el puma, el zorro culpeo y aves rapaces. Animales, que a excepción del puma, frecuentan el área de estudio³.

En el último aspecto descrito por Rodríguez (1997), la edad de plantación, es influyente en el nivel de daño percibido. En este sentido, la plantación del Valle California coincide con las edades de mayor riesgo reportadas en otras experiencias. Al respecto, Bonino y Cortés (2003) afirman que el daño por liebre afecta a plantaciones durante los primeros dos a tres años de implantación, por razones lógicas de tamaño corporal de éstas, siendo la oferta de materia verde de gramíneas durante la temporada invernal, la principal condicionante del ataque a vegetales leñosos. Rodríguez (1997) en tanto, estimó en experiencias de forestación con coníferas exóticas, que la liebre provoca daños muy serios, hasta el tercer o cuarto año después de la plantación, por lo que se debe tomar precauciones frente a la ocurrencia y nivel de ataque durante los próximos dos o tres años más antes de decaer.

Bonino y Cortés (2003) afirman que aquellas plantaciones adyacentes a áreas de mallín son las más susceptibles de ser atacadas por liebres, ya que los utiliza para su alimentación, contrario a lo que se observó en el estudio, donde estas áreas están representadas por las parcelas 8 y 9, lugares donde ninguna planta murió por el ataque, y la proporción de plantas dañadas por hectárea se acerca a la media. Más aún, en el caso de la parcela 8, las plantas sufrieron daños concentrados en las categorías más bajas. Esta situación coincide más bien con la experiencia de Cattán y Yáñez (2000), quienes concluyeron que las posibilidades de daño son mayores en plantaciones vecinas a las áreas de descanso de liebre que en aquellas cercanas a mallines, explicado por la gran oferta de pastos que ofrecen. En un ensayo realizado por los autores, las parcelas experimentales instaladas al borde de un mallín revelaron bajo nivel de daño, muy por el contrario, una parcela colindante con un sector de matorrales y distante por 2 km aproximados a las zonas de mallín, sufrieron los ataques más serios. Ambas situación estuvieron representadas en la plantación de estudio con los mismos resultados, donde las parcelas 2, 4 y 10 sufrieron la mayor mortalidad (cercanas al 10% de los individuos de la parcela) y comparten como característica común encontrarse cerca del borde de un bosque de *Lomatia hirsuta* con arbustivas.

Con estos antecedentes, más los resultados del estudio, se evidencia que liebre es un componente del ambiente a considerar en cualquier programa de reforestación, ya que perjudica el normal desarrollo de la plantación.

Por otro lado, se pudo constatar de la muestra, que sólo dos plantas resultaron muertas producto del ataque del roedor. Con base en este antecedente, se deduce que el daño no constituye un riesgo directo sobre el crecimiento y desarrollo de la plantación. Informes del ataque de roedores en plantaciones forestales en Chile son escasos y referidos casi exclusivamente a *Pinus radiata* (Herrera, 1983; Murúa, 1984; Jara, 1985; Murúa y Rodríguez, 1985; Rodríguez, 1985; Rodríguez, 1992). Cerca de principios de la década de los 80', se detectó una plaga constituida por roedores nativos, que afectaron a *P. radiata*, donde el principal causante de los daños fue *Octodon bridgesi*, un roedor de tamaño mayor que *O. longicaudatus*. Para plantaciones con *Pinus radiata* en la VIII Región, de entre 2 y

³ Apreciación visual presencial de la autora y de locatarios de Valle California

12 años, se reportaron antecedentes de mortalidad de hasta 15%, con situaciones de incluso un 92,4% de plantas afectadas. (Rodríguez, 1992)

El contraste de los resultados se asocia principalmente a la diferencia en tamaño de los roedores involucrados, y a las dietas alimenticias de ambos, ya que *O. longicaudatus* es principalmente granívoro (Murúa, 1984).

A partir de lo anterior, y de los signos de daño en la corteza de las plantas afectadas, las especies que están ocasionando el daño en la plantación indican ser de tamaño considerablemente menor que *O. bridgesi*, como es el caso de *O. longicaudatus*.

En un bosque natural siempreverde de Chiloé, Figueroa y Castro (2000) estudiaron el daño causado por diferentes herbívoros, sin poder confirmar que uno de ellos sea causado por roedores. Los autores se refieren a un ataque en el follaje, contrario a lo observado en la plantación del Valle California, donde el daño se visualiza en el tallo (Figura 19). En el mismo estudio no se encontró daño de liebre, posiblemente por la alta densidad del sotobosque, que no constituye hábitat de este animal.

En otro aspecto, se hubiese esperado una mayor proporción de daño por este agente, fundamentada en la floración y posterior semillación de *Chusquea spp.* en sectores aledaños a la plantación, ocurrida en el periodo 2011-2012. Esto significó una proliferación masiva del roedor *O. longicaudatus*⁴. Sin embargo, este aumento en la población, no resultó significativa en el daño ocasionado en la plantación. En este sentido, la diferencia de hábitats entre la liebre y los roedores podría estar incidiendo en la proporción de individuos atacados por uno y otro agente. Mientras que las marcadas diferencias en tamaño corporal podrían estar indicando las categorías de daño ocasionadas por cada uno.

Por otro lado, Murúa y Rodríguez (1985) afirman que *O. longicaudatus* es un habitante estacional, que aparece en invierno y desaparece en diciembre. Característica que puede contarse como factor poco relevante en la proporción de plantas atacadas por cada agente, ya que *L. capensis* también incrementa el ataque en la estación invernal.

Respecto a los posibles daños indirectos del roedor (mayor exposición al ataque de patógenos o sensibilidad a variaciones del ambiente, quiebres del tallo por viento o nieve, entre otros), éstos, deben ser evaluados para confirmar la condición de perjuicios no significativos para la plantación.

⁴ Comunicación personal con lugareños del Valle California.

4. CONCLUSIONES

Del estudio se concluye que *N. antarctica* es la especie más indicada para plantar en todos los sitios del área reforestada, con supervivencias de incluso 100% en algunos sectores. *N. betuloides* en cambio, sólo mostró altos índices de supervivencia en aquellos parches con suelos de mallín.

Al segundo año de monitoreo, las plantas de *N. antarctica* midieron 36,4 cm de longitud promedio, y 5,4 mm de DAC, con un incremento corriente medio de 7,4 cm y 1,86 mm respectivamente. En *N. betuloides* la longitud media alcanzada fue de 33,3 cm, con un incremento de 7,4 cm, y un DAC medio de 5,9 mm, con un incremento de 1,68 mm. Se encontraron diferencias significativas sólo en el incremento en longitud al comparar ambas especies.

Del total de individuos muestreados, el 39,5% fue atacado por algún animal, de los cuales el 73,9% se atribuyó a liebre y el 29,7% al roedor. De los individuos muertos, sólo el 5,5% fue posible asociarlo a daño, por lo tanto se concluye que en la plantación del Valle California, lo más perjudicial del ataque no es la mortalidad de los individuos, sino que el daño se traduce en un retardo en el desarrollo de los individuos afectados y la forma de crecimiento que adoptan las plantas, generando individuos con vástagos múltiples, que incide en la distribución y cantidad de biomasa acumulada.

Diferencias consistentes, tanto en proporción de individuos atacados, como en el nivel del daño causado por agentes herbívoros, se podría atribuir principalmente a diferencias en el hábitat y tamaño corporal de liebres y roedores.

Se concluye además, la ausencia de preferencia alimenticia en ambos agentes herbívoros, por lo que el daño se atribuye a un comportamiento territorial de liebre, o necesidades nutritivas en temporadas desfavorables (invierno).

Se recomienda realizar ensayos de control de liebres, catastro florístico, época de ataque y densidad de población por sector, ya que son factores determinante en el nivel de daño y cantidad de individuos afectados. Además, se recomienda evaluar el efecto de plantas nodrizas en ambas especies, realizar ensayos de tratamientos pre-establecimiento (fertilización inicial, subsolado, aclimatación de las plantas, entre otros) y recolección de semillas locales para su viverización.

Finalmente, el monitoreo de estas parcelas permanentes permite entregar información base para la planificación de proyectos de reforestación y recuperación de bosques degradados en la Patagonia chilena.

5. BIBLIOGRAFÍA

- Alberdi, M. 1987. Ecofisiología de especies chilenas del género *Nothofagus*. Bosque 8 (2): 77-84.
- Alberdi, M., Romero, D. y Wenzel, H. 1985. Altitudinal gradients of seasonal frost resistance in *Nothofagus* communities of Southern Chile. Oecología Plantarum 6: 21-30.
- Avaria, A. y Palma, W. 1988. Experiencia de reforestación con especies nativas en la Reserva Nacional Coyhaique. Boletín Técnico 20. CONAF, Coyhaique. 13 p.
- Bonino, N. 2006. Estado actual del conocimiento sobre la liebre europea y el conejo europeo introducidos en la Argentina. INTA, Área Recursos Naturales dieta, Series Comunicaciones Técnicas 61: 1-29.
- Bonino, N. 2011. Liebres: Animales perjudiciales de plantaciones forestales y de otros cultivos. Medioambiente 19: 87-90.
- Bonino, N. y Cortés, G. 2003. Prevención del daño ocasionado por algunas especies de fauna silvestre y ganado doméstico en las forestaciones. INTA, EEA Bariloche, Argentina. Comunicación Técnica RN Fauna 144: 1-5.
- Bonino, N., Cossio, D. y Menegheti, J. 2010. Dispersal of the european hare, *Lepus europaeus* in South America. Folia Zoologica. 59 (1): 9 – 15.
- Bran, D., Rusak, S., Ayesa, J. y Moraga, H. 1998. Relevamiento integrado - estructura de un matorral de ñire (*Nothofagus antarctica*) y su regeneración inicial después de una tala, en el ecotono bosque-estepa. Plan 1. 102 INTA - EEA Bariloche, Argentina. Comunicación Técnica 47: 1-23.
- Brand, D. 1986. A competition index for predicting the vigour of planted Douglas-fir in southwestern British Columbia. Canadian Journal of Forest Research 16: 23-29.
- Burschel, P. 1976. Ensayos de reforestación por siembra directa en la zona de los bosques magallánicos caducifolios. Coyhaique, Provincia de Aysén, Chile. En: Actas VII Congreso Forestal Mundial. Coyhaique, Chile. 15 a 18 Octubre. pp. 125-150.
- Callaway, R. y Pugnaire, F. 1999. Facilitation in plant communities. En: Pugnaire, F. y Valladares, F. (Eds.). Handbook of functional plant ecology. Marcel Dekker. Nueva York. pp. 623-649.
- Carmona, M., Aravena, J., Bustamante-Sánchez, M., Celis-Diez, J., Charrier, A., Díaz, I., Díaz-Forestier, J., Díaz, M., Gaxiola, A., Gutiérrez, A., Hernandez-Pellicer, C., Ippi, S., Jaña-Prado, R., Jara-Arancio, P., Jimenez, J., Manushevich, D., Necochea, P., Nuñez-Avila, M., Papic, C., Pérez, C., Pérez, F., Reid, S., Rojas, L., Salgado, B., Smith-Ramírez, B., Troncoso, A., Vásquez, R., Willson, M., Rozzi, R. y Armesto, J. 2010. Estación Biológica Senda Darwin: Investigación ecológica de largo plazo en la interfase ciencia-sociedad. Revista Chilena de Historia Natural 83: 113-142.

Cattan, P. y Yáñez, J. 2000. Mamíferos exóticos en Chile. En: Muñoz-Pedreros, A. y Yáñez, J. (Eds.). Mamíferos de Chile. Ediciones Centro de Estudios Agrarios y Ambientales. Valdivia, Chile. pp. 207-214.

Ciari, G. 2010. Funcionamiento hidrológico de los mallines y sus cuencas asociadas. INTA Esquel, Argentina. Medio ambiente 13: 63-66.

Corporación Nacional Forestal (CONAF). 1986. Guía de manejo Reserva Nacional Tamango, Coyhaique. Boletín Técnico 15. 89 p.

Corporación Nacional Forestal (CONAF). 2011. Catastro de los recursos vegetacionales nativos de Chile. Período 1997-2011. Sección monitoreo de ecosistemas forestales. Santiago, Chile. 25 p.

Cossio, D. 2004. Liebre europea *Lepus europaeus* (Mammalia, *Leporidae*), especie invasora en el sur del Perú. Revista Peruana de Biología 11 (2): 209-211.

Cruz, E., Freres, R. y Silva, S. 1982. La fauna silvestre en Chile y su protección. Ministerio de Agricultura, Servicio Agrícola y Ganadero. Santiago, Chile. 102 p.

Davel, M., Urretavizcaya, M., Contardi, L., De-María, G., Lugano, L. y Mondino, V. 2002. Establecimiento y evaluación de plantaciones de especies nativas de madera de calidad en el noroeste de la provincia del Chubut. Informe final Proyecto PIA 05/98 SAG P y A - CIEFAP – INTA – UNPSJB. Argentina. 49 p.

Davel, M., Urretavizcaya, F., De-María, G. y Mondino, V. 2003. Establecimiento de plantaciones de raulí y roble pellín en Chubut y Río Negro. Proyecto PIA 05/98 SAG P y A. CIEFAP- Patagonia Forestal 9 (2): 9-12.

Diamond, J. y Case, T. 1986. Overview: Introductions, extinctions, exterminations and invasions. En: Diamond, J. y Case, T (Eds.). Community ecology. Harper and Row, Nueva York, USA. pp 65-79.

Díaz, D. 2012. Análisis de la regeneración de *N. pumilio* (Lenga), *N. antarctica* (Ñirre) y *N. dombeyi* (Coihue) bajo una plantación de *Pinus ponderosa* (Dougl. Ex Laws) de diez años en la Provincia General Carrera. Memoria de Ingeniero Forestal. Santiago. Universidad de Chile, Facultad de Ciencias Forestales y Conservación de la Naturaleza. 28 p.

Donoso, C. y Donoso, P. 2006. *Nothofagus betuloides* (Mirb) Oerst. coigüe de Magallanes, Ouchpaya (onas), Guindo (zona Austral), Coigüe Colorado (Tierra del Fuego). Familia: *Fagaceae*. En: Donoso, C. (Ed.). Autoecología de los árboles de nativos de Chile y Argentina. Marisa Cúneo Ediciones. Valdivia, Chile. pp. 411- 422.

Donoso, P. y Soto, D. 2010. Plantaciones con especies nativas en el centro-sur de Chile: Experiencias, desafíos y oportunidades. Bosque Nativo 47: 10 – 17.

Donoso, C., Steinke, L. y Premoli, A. 2006. *Nothofagus antarctica* (G. Forster) Oerst. Ñirre, Ñire, Anís (Tierra del Fuego) Ñirre: de Ngërü (mapudungun): zorro. Familia:

Fagaceae. En: Donoso, C. (Ed.). Autoecología de los árboles de nativos de Chile y Argentina. Marisa Cúneo Ediciones. Valdivia, Chile. pp. 401- 410.

Donoso, P., Soto, D., Donoso, C. y Rivera, H. 2007. Crecimiento comparativo de *Nothofagus dombeyi*, *N. obliqua* y *N. alpina* en la provincia de Valdivia. Bosque Nativo 40: 8-10.

Figueroa, J. y Castro, S. 2000. Efecto de herbívoros y patógenos en la supervivencia y crecimiento de plántulas en un fragmento del bosque templado húmedo de Chiloé, Chile. Revista Chilena de Historia Natural 73: 163-173.

Fuentes, E., Jaksié, F. y Simonetti, J. 1983. European rabbits versus native rodents in central Chile: Effects on shrub seedlings. Oecología 58: 411-414.

Gajardo, R. 1994. La Vegetación natural de Chile. Clasificación y distribución geográfica. Editorial Universitaria. Santiago, Chile, 165 p.

Gallardo, M. y Mercado, C. 1999. Mast seedling of bamboo shrubs and mouse outbreaks in Southern Chile. Mastozoología Neotropical 6 (2): 103-111.

Garfias, C. 2005. Desarrollo de un bosque de lenga y coihue de Magallanes en la provincia de Última esperanza, XII Región. Memoria de Ingeniero Forestal. Santiago. Universidad de Chile, Facultad de Ciencias Forestales. 38 p.

González, E. 1997. Efecto del ramoneo por liebres (*Lepus capensis*) en la regeneración de Lenga (*Nothofagus pumilio*) bajo corta de protección en Magallanes. Memoria de Ingeniero Forestal. Santiago, Universidad de Chile, Facultad de Ciencias Forestales. 55 p.

Henríquez, J. y Lusk, C. 2005. Facilitation of *Nothofagus antarctica* (Fagaceae) seedlings by the prostrate shrub *Empetrum rubrum* (Empetraceae) on glacial moraines in Patagonia. Austral Ecology 30: 885–890.

Henning, P. 1996. Lenga (*Nothofagus pumilio*). Una propuesta para tratamientos silvícolas. Coyhaique, Chile. 30 p.

Herrera, L. 1983. Evaluación y control de daños producidos por roedores en plantaciones jóvenes de *Pinus radiata* D. Don en la VII Región. Memoria de Ingeniero Agrónomo. Santiago. Universidad de Chile. Facultad de Ciencias Agrarias, Veterinarias y Forestales. 200p.

HidroAysén. 2009. Reforestación con los tipos forestales Ciprés de las Guaitecas y Siempreverde en la Región de Aysén. [En línea] Disponible en la web: <www.buscagro.com/www.buscagro.com/reforestacion-con-cipres.pdf> [consulta: 12 de diciembre del 2011].

Ibarra, M., Caldentey, J. e Hidalgo, F. 2007. Antecedentes generales de la especie. En: Cruz, G. y Caldentey, J. (Eds.). Caracterización, silvicultura y uso de los bosques de coihue

- de Magallanes (*Nothofagus betuloides*) en la XII Región de Chile. Santiago, Chile. pp. 3-11.
- Ida, H., Hotta, M. y Ezaki, Y. 2004. Predispersal predation by Rodents to Beechnuts (*Fagus crenata* Blume). *Ecological Research* 19: 503–509.
- Imaña, J. y Encinas, O. 2008. Epidometría forestal. Red Latinoamericana de Enseñanza Forestal. Brasilia, Brasil y Mérida, Venezuela. 70 p.
- Iriarte, A. 2002. Impacto de la fauna silvestre sobre la flora nativa de Chile. En: Baldini, A. y Pancel, L. (Eds.). *Agentes de daño en el bosque nativo*. Editorial Universitaria. Santiago, Chile. pp. 319- 350.
- Iriarte, J. 2008. *Mamíferos de Chile (Mammals of Chile)*. Ediciones Lynx, Barcelona, España. 424 p.
- Jara, A. 1985. Evaluación y control del ataque y daños por roedores en predios de Forestal Celco Ltda. En: Olivares, B y Morales, F (Eds.). *Pinus radiata*, Investigación en Chile. Universidad Austral de Chile. Valdivia, Chile 1: 256-291.
- Kitabatake, T y, Wada, N. 2001. Notes on beech (*Fagus crenata* Blume) seed and seedling mortality due to rodent herbivory in a northernmost beech Forest, Utsai, Hokkaido. *Journal Forest Research* 6: 111-115.
- Kneeshaw, D., Bergeron, Y. y Grandpré, L. 1998. Early response of *Abies balsamea* seedlings to artificially created openings. *Journal of Vegetation Science* 9 (4): 543-550.
- Kneeshaw, D. ; Williams, H., Nikinmaa, E. y Messier, C. 2002. Patterns of above- and below-ground response of understory conifer release 6 years after partial cutting. *Canadian Journal Forest Research* 32: 255–265.
- Landis, T., Tinus, R., Mcdonald, S. y Barnett, J. 1992. Atmospheric environment. The container tree nursery manual. *Agriculture Handbook* 674. US Department of Agriculture, Forest Service Washington, DC. USA. 145 p.
- Chile. Ministerio de Agricultura. 2008. Ley 20. 283: Sobre recuperación del bosque nativo y fomento forestal, julio 2008. 18 p.
- López-Cortés, F., Cortés, A., Miranda, E., y Rau, J. 2007. Dietas de *Abrothrix andinus*, *Phyllotis xanthopygus* (Rodentia) y *Lepus europaeus* (Lagomorpha) en un ambiente altoandino de Chile. *Revista Chilena de Historia Natural* 80: 3 - 12.
- Mansilla, J. 1988. Evaluación de un ensayo de revegetación con Aliso Verde (*Alnus viridis* (Chaix.) D. C.) y reforestación con lenga (*Nothofagus pumilio* (Poepp. et Endl.) Krasser) en Cerro Negro, Coyhaique, XI Región. Memoria de Ingeniero Forestal. Valdivia. Universidad Austral de Chile, Facultad de Ciencias Forestales. 75 p.

- Martínez-Pastur, G. y Fernández, C. 1997. Crecimiento diamétrico de *Nothofagus antarctica* en Tierra del Fuego para diferentes sitios y status de competición. *Interciencia* 22 (2): 87-91.
- Martínez-Pastur, G., Peri, P., Cellini, J., Lencinas, M. y Vukasovic, R. 2005. Seguimiento de parcelas con aplicación de tratamientos intermedios en bosques secundarios. Módulo 1: Módulo Lengua – Subproyecto Tratamientos Intermedios PIARFON BAP. Argentina. 34 p.
- Martínez-Pastur, G., Cellini, J., Lencinas, M. y Peri, P. 2008. Potencialidad de la cosecha y rendimiento industrial de bosques de *Nothofagus antarctica* en Tierra del Fuego (Argentina). En: IV Congreso chileno de Ciencias Forestales 1 -3 de octubre de 2008. Talca. Universidad de Talca, Facultad de Ciencias Forestales. 10 p.
- Martucci, A. 2010. Ensayo de plantación de lenga (*Nothofagus pumilio* (Poepp. et. Endl) Krasser) en un bosque quemado. Tesis de Ingeniero Forestal. Esquel. Universidad Nacional de la Patagonia San Juan Bosco, Facultad de Ingeniería. 26 p.
- Mc Queen, D. 1976. The ecology of *Nothofagus* and associated vegetation in South America. *Tuatara* 22: 38-68.
- Mondino, V., Tejera, L., Pastorino, M. y Gallo, L. 2010. Establecimiento en *Nothofagus pumilio*: Efecto de plantas nodrizas y procedencias. En: Actas Jornadas Forestales de Patagonia Sur: El bosque como bien social, fuente de trabajo y bienestar: 10-12 Noviembre del 2010. Ushuaia, Tierra del Fuego. pp. s. p.
- Monelos, L., Urretavizcaya, M., Oyharçabal, M., Peri, P. y Defossé, G. 2010. Supervivencia y crecimiento de lenga (*Nothofagus pumilio*) en la restauración postfuego de bosques de Chubut y Santa Cruz. Argentina. En: Actas Jornadas Forestales de Patagonia Sur: El bosque como bien social, fuente de trabajo y bienestar: 10-12 Noviembre del 2010. Ushuaia, Tierra del Fuego. pp. s. p.
- Montaldo, P. 1976. Análisis ecológico de mallines de Aysén. *Agro Sur* 4: 106-110.
- Murúa, R. 1984. Daños de poblaciones animales en plantaciones de pino (*Pinus radiata* D. Don). En: Seminario Protección Fitosanitaria Forestal. Ministerio de Agricultura – CONAF. Concepción, Chile. 14 p.
- Murúa, R. y Rodríguez, J. 1985. Evaluación y alternativas de control del daño ocasionado por roedores, en plantaciones de pino insigne (*Pinus radita*, D. Don) en la VII y VIII Región, Informe final Proyecto CONAF- Empresas Forestales. 91 p.
- Myers, P. 2000. Rodentia. Animal Diversity Web. University of Michigan, Museum of Zoology. [En línea], disponible en la web: <<http://animaldiversity.ummz.umich.edu/site/accounts/information/Rodentia.html>> [consulta: 15 de julio del 2011]

- Nava-Sosa, I., Lindig, R., Del-Val, E. y Lara-Cabrera, S. 2010. Limitaciones para el establecimiento de plántulas en arenales de origen volcánico. *Boletín de la Sociedad Botánica de México*. 87: 51-59.
- Novaro, A., Funes, M., Monsalvo, O., Sánchez, G., Pailacura, O., Donadío, E. y Bongiorno, M. 2001. Rol de la depredación por zorros culpeos en la regulación poblacional de la liebre europea en Patagonia. En: Libro de Resúmenes I Reunión Binacional de Ecología Chilena-Argentino. Bariloche (Río Negro) 282 pp.
- Ovalle, C., Ojeda, F. y Skewes, O. 2002. Evaluación de distintos métodos de prevención de daño causado por lagomorfos en plantaciones de tagaste (*Chamaecytisus proliferus* spp. *palmensis*). *Agricultura técnica (Chile)* 62 (3): 396-405.
- Padilla, F. 2008. Factores limitantes y estrategias de establecimiento de plantas leñosas en ambientes semiáridos. Implicaciones para la restauración. *Ecosistemas* 17 (1): 155- 159.
- Peralta, M., Yañez, A. e Ibarra, J. 1976. Informe forestal de la región de Alto Palena y Chaitén. Santiago. Universidad de Chile, Facultad de Ciencias Forestales, Departamento de Silvicultura. 61 p.
- Piper, F. y Fajardo, A. 2011. Dams and afforestation plans in Chilean Patagonia. *Frontiers in Ecology and the Environment* 9 (2): 96.
- Premoli, A. 1991. Morfología y capacidad germinativa en poblaciones de *Nothofagus antarctica* (Forster) Oerst. del noroeste andino patagónico. *Bosque* 12 (2): 53-59.
- Promis, A., Cruz, G., Reif, A. y Gärtner, S. 2008. *Nothofagus betuloides* (Mirb.) Oerst 1871 (Fagales: *Nothofagaceae*) Forests in Southern Patagonia and Tierra del Fuego. *Anales Instituto Patagonia (Chile)* 36: 53-68.
- Quijada, C. 1999. Evaluación de crecimiento en una plantación joven de lenga (*Nothofagus pumilio* Poep. el Endl Krasser) en la Reserva Nacional Tamango, XI Región. Memoria de Ingeniero Forestal. Valdivia. Universidad Austral de Chile, Facultad de Ciencias Forestales. 93 p.
- Quintanilla, V. 2005. Degradación del bosque nordpatagónico en la cuenca superior del río Palena, Chile Meridional. (43°S). *Geographicalia* 47: 47-68.
- Quiroz, I., Flores, L., Pincheira, M y Villarroel, A. 2001. Manual de viverización y plantación de especies nativas. Proyecto FDI-INFOR Técnicas silvícolas y genéticas para cuatro especies nativas de interés comercial. Valdivia, Chile. 159p.
- Raffaele, S., Puntieri, J., Matías, P., Brion, C., y Barthelemy, B. 1998. Comparative morphology of annual shoots in seedling of five *Nothofagus* species from Argentina Patagonia. *Science de la vie* 321: 305-311.
- Ramírez, C., Correa, M., Figueroa, H. y San Martín, J. 1985. Variación del hábito y hábitat de *Nothofagus antarctica* en el Centro Sur de Chile. *Bosque* 6 (2): 55-73.

Reyes, R., Gerding, V. y Donoso, C. 2007. Crecimiento de una Plantación de *Nothofagus nervosa* durante 20 años en Valdivia. *Bosque* 28 (2): 129-138.

Ríos, A. 2008. Desarrollo inicial de plantaciones de raulí y raulí-roble de cinco años bajo un régimen de establecimiento intensivo en la depresión intermedia de la Región de los Ríos, Chile. Memoria de Ingeniería Forestal. Valdivia. Universidad Austral de Chile, Facultad de Ciencias Forestales. 52 p.

Rivas, D. 2006. Sistemas de Producción Forestal. Unidad II. Evaluación de los Recursos Forestales. Universidad Autónoma Chapingo. México. [En línea] disponible en la web <http://www.rivasdaniel.com/Articulos/Unidad_II_Evaluacion.pdf> [consulta: 23 de agosto del 2011].

Rodríguez, J. 1985. Roedores plagas, un peligro potencial para el tamarugo (*Prosopis tamarugo*). En: Estado actual del conocimiento sobre *Prosopis tamarugo*. Documentos presentados a la mesa redonda internacional sobre *Prosopis tamarugo* Phil. Arica, Chile. FAO. pp: 419-421.

Rodríguez, J. 1988. Alternativas de Control de Lagomorfos en Plantaciones Forestales. *Ciencia e Investigación Forestal* 4: 74-84.

Rodríguez, J. 1992. Variables ambientales y características del daño causado por roedores, en plantaciones de *Pinus radiata*: bases para un control eficaz. En: Olivares, B., Meneses, M., y Paredes, G. (Eds). *Pinus radiata*. Investigación en Chile. Silvicultura, manejo y tecnología. Valdivia, Chile. pp. 148-152.

Rodríguez, N. 1997. Dinámica del ataque de la liebre europea a plantaciones de pino. *Ficha Técnica Patagonia Forestal* 3 (3): 5-8.

Rodríguez, R., Matthei, O. y Quezada, M. 1983. Flora Arbórea de Chile. Editorial de la Universidad de Concepción, Chile. 408 p.

Rojas, P. 2007. Estudio del efecto del anegamiento prolongado en las especies *Nothofagus dombeyi* (Mirb.) Oerst, *Nothofagus nitida* (Phil.) Krasser y *Nothofagus betuloides* (Mirb) Blume. Memoria de Ingeniero Forestal. Valdivia. Universidad Austral de Chile, Facultad de Ciencias Forestales. 56 p.

Ruiz, C. s.f. Caso: Recuperación de los ecosistemas degradados por el incendio de 2005. Parque Nacional Torres del Paine. No publicado.

Sandoval, M. 2001. Evaluación del efecto de dos repelentes y de un anticoagulante, para el control del daño por lagomorfos en plantaciones de *Eucalyptus globulus* Labill, en la reserva nacional lago peñuelas, V Región. Memoria de Ingeniero Forestal. Santiago. Universidad de Chile, Facultad de Ciencias Forestales. 125 p.

Sato, T. 2000. Effects of Rodents gnawing on the survival of current-year seedlings of *Quercus crispula*. *Ecological Research* 15: 335-344.

- Schleguel, S. Veblen, T., Escobar, B. 1979., Estudio ecológico de la estructura, composición, semillación y regeneración del Bosque de lenga (*Nothofagus pumilio*) XI Región. Informe de convenio N° 8. Proyecto SERPLAC/CONAF XI Región- UACH.
- Schmidt, H., Caldente, J., Donoso, S., y Peña, K. 1996. Seguimiento forestal y ambiental del uso de los bosques de lenga. XII Región. Universidad de Chile-CONAF XII Región. Informe Técnico. 37 p.
- Sierra, V. y Gándara, E. 1983. Siembra directa y plantación de Lenga. Coyhaique. Informe final. 47 p.
- Sievert, H. 1995. Estudio de crecimiento para un bosque multietáneo de lenga (*Nothofagus pumilio*) en Aysén, XI Región. Memoria de Ingeniería Forestal. Santiago. Universidad de Chile, Facultad de Ciencias Forestales. 59 p.
- Sociedad Cerro Castillo Ltda. 2011. Ensayo de plantación con especies nativas predio Pascua Bajo, comuna de Tortel. Informe Técnico. 31 p.
- Soto, D. y Ríos, A. 2009. Seis años de respuesta de una plantación mixta de coihue y raulí en la Precordillera de la Costa de Valdivia. Bosque Nativo 44: 7-11.
- Spotorno, A., Palma, R. y J. P. Valladares F. 2000. Biología de roedores reservorios de Hantavirus en Chile. Revista Chilena de Infectología 17: 197-210.
- Steinke, L., Premoli, A., Souto, C. y Hedrén, M. 2008. Adaptive and neutral variation of the resprouter *Nothofagus antarctica* growing in distinct habitats in north-western Patagonia. Silva Fennica 42 (2): 177-188.
- Tercero-Bucardo, N., Kitzberger, T., Veblen, T. y Raffaele, E. 2007. A field experiment on climatic and herbivore impacts on post-fire tree regeneration in North-western Patagonia. Journal of Ecology 95: 771-779.
- Torres, J. 1998. Patología Forestal: Principales enfermedades de nuestras especies forestales. 2° Edición. Mundi-prensa libros, Madrid, España. 270 p
- Uribe, J., Cabrera, R., De la Fuente, A., Paneque, M. 2012. Atlas bioclimático de Chile. Ministerio de Bienes Nacionales-Universidad de Chile. 224 p.
- Urretavizcaya, M., Taladriz, L., Postler, V., Todone, F. y Oyharçabal, M. 2009. El programa de restauración del bosque nativo de Chubut. Primera reunión sobre planificación y legislación forestal en la Patagonia: EcoGestión 2009. Esquel, Argentina. 6 p.
- Urretavizcaya, M., Contardi, L., Oyharçabal, M., Christianse, A. 2013. Evaluación morfo-fisiológica de plantines de *Nothofagus pumilio* utilizados en la restauración ecológica de bosques quemados. En: Actas II Jornadas Forestales de Patagonia Sur y 2° Congreso Agroforestal. 16-17 Mayo del 2013. El Calafate, Santa Cruz. pp.18.

- Veblen, T., Schlegel, F. y Escobar, B. 1980. Structure and dynamics of old- growth *Nothofagus* forest in the Valdivian Andes. Chile. *Journal of Ecology* 68: 1-31.
- Veblen, T., Mermoz, M., Martin, C. y Ramilo, E. 1989. Effects of exotic deer on forest regeneration and composition in Northern Patagonia. *Journal of Applied Ecology* 26: 711-724.
- Veblen, T., Kitsberger, T., Burns, B. y Rebertus, A. 1996. Perturbaciones y dinámica de regeneración en bosques andinos del sur de Chile y Argentina. En: Armesto J., Villagrán, C. y Arroyo, M. (Eds.) *Ecología de los bosques nativos de Chile*. Editorial Universitaria. Santiago, Chile. pp. 169-198.
- Vidal, R. y Premoli, A. 2004. Variación en *Nothofagus antarctica* (Forster) Oerst. En: Donoso C., Gallo, L., Premoli, A., e Ipinza, R. (Eds.) *Variación intraespecífica en especies arbóreas de los bosques templados de Chile y Argentina*. Editorial Universitaria. Santiago, Chile. pp. 173 - 188.
- Vita, A. 1977. Crecimiento de algunas especies forestales nativas y exóticas en el Arboretum del Centro Experimental Forestal Frutillar (X región). Universidad de Chile, Facultad de Ciencias Forestales. *Boletín Técnico* 47. 16 p.
- Young, S. 1972. Subantarctic rain forest of magallanic Chile; distribution, composition and age and growth rate studies of common forest trees. *Antarctic Research Series* 20: 307 - 322.
- Zúñiga, N., Núñez y R. Salinas, M. 1997. Informe Convenio Ambiental Minera El Toqui-CONAF. Etapa 1. Coyhaique, Chile. 33 p.

APÉNDICES

Apéndice 1. Antecedentes dasométricos de la plantación del Valle California por especie y temporada de monitoreo, donde n corresponde al número de individuos por parcela, y S a la desviación estándar de los datos.

<i>N. antarctica</i>	Parcela	N° de individuos		DAC ± S (mm)		Longitud ± S (cm)	
		n	Nha	2011	2012	2011	2012
	1	30	750	4,0 ± 1,1	5,4 ± 1,8	27,0 ± 9,1	32,3 ± 11,3
	6	27	675	4,6 ± 1,3	5,9 ± 2,2	29,5 ± 9,5	37,6 ± 13,6
	7	40	1000	3,6 ± 0,8	5,2 ± 1,5	27,7 ± 7,4	39,6 ± 20,1
	9	30	750	3,7 ± 0,8	5,3 ± 1,3	21,9 ± 7,9	36,9 ± 18,4
	Total	127	794	4,0 ± 0,5	5,4 ± 1,7	26,5 ± 3,3	36,6 ± 15,8

<i>N. betuloides</i>	Parcela	N° de individuos		DAC ± S (mm)		Longitud ± S (cm)	
		n	Nha	2011	2012	2011	2012
	1	26	650	3,8 ± 0,9	-	26,7 ± 6,1	-
	2	50	1250	4,5 ± 1,1	6,3 ± 1,2	27,2 ± 5,0	28,4 ± 6,2
	4	50	1250	4,6 ± 1,0	6,7 ± 1,7	29,0 ± 5,4	36,2 ± 4,8
	5	52	1300	4,1 ± 1,0	5,2 ± 0,8	26,2 ± 6,7	27,3 ± 7,3
	6	24	600	5,0 ± 1,2	-	32,8 ± 4,3	-
	7	21	525	3,2 ± 0,5	4,0 ± 0,7	23,7 ± 6,3	24,9 ± 7,6
	8	52	1300	4,4 ± 1,0	5,0 ± 1,6	26,1 ± 6,7	26,1 ± 6,0
	9	24	600	4,2 ± 0,8	6,1 ± 1,6	26,3 ± 6,3	33,1 ± 7,5
	10	54	1350	5,0 ± 1,1	7,1 ± 2,0	33,7 ± 8,8	45,5 ± 14,2
	Total	353	794	4,3 ± 0,9	5,8 ± 1,4	27,9 ± 6,2	31,6 ± 7,7