



UNIVERSIDAD DE LA FRONTERA
FACULTAD DE CIENCIAS AGROPECUARIAS Y FORESTALES

**EVALUACIÓN DEL ESTABLECIMIENTO DE ESPECIES NATIVAS PARA LA RECON-
VERSIÓN DE UNA
PLANTACIÓN DE *PSEUDOTSUGA MENZIESII* (MIRB. FRANCO) A BOSQUE NATIVO
EN EL PREDIO MARSELLA, PARQUE NACIONAL CONGUILLÍO**

TESIS

PROGRAMA DE MAGÍSTER EN MANEJO DE RECURSOS NATURALES

FERNANDO ANDRÉS LLANQUILEF SOBARZO

TEMUCO, CHILE

2017



UNIVERSIDAD DE LA FRONTERA
FACULTAD DE CIENCIAS AGROPECUARIAS Y FORESTALES

**EVALUACIÓN DEL ESTABLECIMIENTO DE ESPECIES NATIVAS PARA LA RECON-
VERSIÓN DE UNA
PLANTACIÓN DE *PSEUDOTSUGA MENZIESII* (MIRB. FRANCO) A BOSQUE NATIVO
EN EL PREDIO MARSELLA, PARQUE NACIONAL CONGUILLÍO**

FERNANDO ANDRÉS LLANQUILEF SOBARZO
PROFESOR GUIA: RODRIGO IGNACIO VARGAS GAETE, Ph.D.

TEMUCO, CHILE

2017

Presentación de Tesis

Evaluación del establecimiento de especies nativas para la reconversión de una plantación de *Pseudotsuga menziessi* (mirb. Franco) a bosque nativo en el predio Marsella, Parque Nacional Conguillío, tesis de Fernando Andrés Llanquilef Sobarzo, presentada como requisito para optar al grado de Magíster en Manejo de Recursos Naturales.

Profesor Guía _____ Nota _____

Dr. Rodrigo Vargas Gaete
Departamento de Ciencias Forestales
Universidad de La Frontera

Evaluator interno _____ Nota _____

Dr. Christian Salas Eljatib
Departamento de Ciencias Forestales
Universidad de La Frontera

Evaluator externo _____ Nota _____

Mg. Pablo Higuera Valladares
Sección Planificación y Desarrollo Áreas Silvestres Protegidas
Corporación Nacional Forestal

Resumen

El cambio de uso de suelo es una de las principales causas de pérdida de biodiversidad a nivel mundial. En Chile, a partir de los años 1970, se generó un fenómeno de expansión de monocultivos forestales, realizado principalmente por grandes empresas forestales. En algunos casos el establecimiento de plantaciones fue producto de la sustitución de bosque. Estas empresas se han comprometido a restaurar el bosque sustituido a partir del año 1994 para obtener la certificación del *Forest Stewardship Council*, sin embargo, hay poca evidencia en Chile de casos a nivel operativo de restauración post sustitución. Este trabajo pretende evaluar la supervivencia y crecimiento de un ensayo de restauración posterior a la cosecha de *Pseudotsuga menziessi* en el predio Marsella, Parque Nacional Conguillio, establecido en tratamientos de plantación en grupos y filas, subdivididos en tratamientos mono- específicos (*Nothofagus dombeyi*) y bi- específicos (*Nothofagus dombeyi-Embothrium coccineum*). Para ello, se pretende identificar el tratamiento que presenta mayores supervivencias y crecimientos, identificar variables significativas que explican el crecimiento de las plantas e identificar variables significativas que explican el ramoneo de herbívoros. Las comparaciones se hicieron mediante ANOVA y test de Kruskal-Wallis. Se ajustaron modelos lineales para explicar crecimiento y modelos logísticos para explicar ramoneo. Los tratamientos en grupos bi-específicos mostraron mayores tasas de supervivencia y los tratamientos en grupos mono-específicos los mayores valores promedio en altura y diámetro a la altura del cuello (DAC). Las variables más significativas que explican crecimiento de *N. dombeyi* y *E. coccineum* son porcentaje de cobertura de especies nativas y distancia promedio entre individuos. La principal variable que explica ramoneo es especie: es 11,25 veces más probable el ramoneo en *E. coccineum* que en *N. dombeyi*.

Agradecimientos

Se agradece el apoyo otorgado por la Corporación Nacional Forestal (CONAF, Araucanía) por las facilidades logísticas entregadas para el monitoreo de este ensayo (Autorización 04/2017 IX, P.N. Conguillío), particularmente al funcionario Mg. Pablo Higuera. Se agradece a los estudiantes de Ingeniería en Recursos Naturales de la Universidad de La Frontera: Carla Manríquez, tanto en terreno como en el procesamiento de fotografías aéreas y generación de cartografía, a Joaquín Riquelme, Daniela Barra, Camilo Matus y Franco Pérez por su apoyo en la colecta de datos. Además queremos agradecer al Dr. Jan Bannister y al Dr. Andrés Fuentes por la retroalimentación en los borradores preliminares de este manuscrito.

Índice

Presentación de Tesis	III
Resumen	IV
Agradecimientos	V
1. Revisión bibliográfica	1
1.1. Sustitución de bosque en Chile	1
1.2. Ejemplos de conversión de plantaciones a nivel mundial	2
1.3. Empresas forestales como el principal actor en la conversión de plantaciones a bosque nativo en Chile	3
1.4. <i>Pseudotsuga menziesii</i> en Chile	3
1.5. Sistema de cosecha a tala rasa	4
1.6. Esquemas de plantación en grupos como alternativa para la restauración	4
1.7. Ramoneo como desafío en la regeneración de bosque nativo.	5
2. Objetivos	6
3. Métodos	7
3.1. Área de estudio	7
3.1.1. Antecedentes biofísicos	7
3.1.2. Antecedentes históricos y productivos del predio Marsella	8
3.2. Diseño del ensayo	9
3.3. Colecta de datos	11
3.4. Análisis estadístico	12
3.5. Modelo de crecimiento anual	12
3.6. Modelo de ramoneo	13
4. Resultados	15
4.1. Supervivencia por tratamientos	15
4.2. Performance de tratamientos	17
4.3. Modelos de crecimiento anual (shoot)	20
4.4. Modelo de ramoneo	21
5. Discusión	24
5.1. Supervivencia en grupos vs. hileras	24
5.2. Performance de individuos en tratamientos	24
5.3. Variables que explican crecimiento	24
5.4. Variables que influyen en ramoneo	25
6. Conclusiones	27
7. Literatura citada	28
8. Anexos	35

Índice de tablas

Tabla 1.	Resumen estadístico de la tasa de supervivencia promedio ($\pm$ desviación estándar) por tratamiento.....	15
Tabla 2.	Resumen estadístico de la tasa de supervivencia promedio ($\pm$ desviación estándar) con los tratamientos mono-específicos y bi-específicos agregados. En negrita se destacan diferencias significativas ($p < 0,05$)	16
Tabla 3.	Promedio ($\pm$ desviación estándar) de las variables altura, DAC y crecimiento anual por tratamiento. En negrita se destacan las diferencias significativas en cada variable ($p < 0,05$).	18
Tabla 4.	Promedio ($\pm$ desviación estándar) de las variables altura, DAC y crecimiento anual por tratamientos combinados. En negrita se destacan las diferencias significativas en cada variable ($p < 0,05$).	20
Tabla 5.	Ajuste de modelos lineales para explicar shoot. Se muestran las variables con su respectivo estadístico t y el coeficiente de determinación del modelo (R^2)	22
Tabla 6.	Ajuste de modelo lineal generalizado para explicar ramoneo. Se muestran las variables con el estadístico z y la devianza (D^2)	23
Tabla 7.	Odds ratios del modelo	23

Índice de figuras

Figura 1.	Mapa de ubicación de los ensayos al interior del predio Marsella, Parque Nacional Conguillío.....	7
Figura 2.	Imagen de una sección del área a restaurar, previo al establecimiento de los ensayos. Destacan individuos nativos dejados en pie y los residuos de la cosecha de <i>P. menziesii</i> alineados. Data del año 2015.	9
Figura 3.	Establecimiento de ensayos. (1) Plantación anidada de 21 individuos mono-específica de Coigüe. (2) Plantación anidada Coigüe -Notro. Plantación aleatoria (irregular en grupos) de Coigüe puro (3) y mixta Coigüe -Notro (4). Esquemas de plantación regular (3 x 2 m) pura (5) y mixta (6).	10
Figura 4.	Ensayos establecidos en el predio Marsella. El predio fue subdividido en tres zonas, cada una con los seis tratamientos correspondientes.....	10
Figura 5.	Tasas de supervivencia por tratamiento. T1=Grupos regulares de Co, T2=Grupos regulares de Co-No, T3= Grupos aleatorios de Co, T4=Grupos aleatorios de Co-No, T5=Hileras de Co, T6=Hileras de Co-No	16
Figura 6.	Tasas de supervivencia según tratamientos agregados. GB=Grupos bi-específicos, GM=Grupos mono-específicos, HB= Hileras bi-específicas, HM= Hileras mono-específicas.	17
Figura 7.	Comparación del desempeño de Altura, DAC y Crecimiento anual (Shoot) por tratamiento. T1=Grupos regulares de Co, T2=Grupos regulares de Co-No, T3= Grupos aleatorios de Co, T4=Grupos aleatorios de Co-No, T5=Hileras de Co, T6=Hileras de Co-No	19
Figura 8.	Comparación del desempeño en Altura, DAC y Crecimiento anual por tratamientos combinados. GB=Grupos bi-específicos. GM=Grupos mono-específicos, HB= Hileras bi-específicas, HM= Hileras mono-específicas.	20
Figura 9.	Relación altura (cm)/DAC (cm) de los individuos como indicador de vigorosidad de la planta, segregado por categorías de vitalidad. Los valores más bajos indican mayor vigorosidad. En este caso, los individuos con vitalidad intermedia poseen mayor robustez.	21
Figura 10.	Probabilidad de ramoneo en ambas especies. En notro, las probabilidades de ramoneo son cercanas al 10% en un rango de DAC inferior a 10 mm y aumentan a cerca del 40% al aproximarse a los 35 mm de DAC. En coigüe, las probabilidades de ramoneo son prácticamente de 0% en casi todo el rango de DAC y se aproximan al 5% en individuos con un DAC de ca. 35 mm.....	24

1. Revisión bibliográfica

1.1. Sustitución de bosque en Chile

La disminución de la superficie de bosque nativo constituye una de las principales causas de pérdida de biodiversidad a nivel global (Fahrig 2003). Uno de los contribuidores más importantes a este cambio de uso de suelo ha sido la habilitación de terrenos agrícolas a lo largo del mundo (Bandy et al. 1994), así como también lo ha sido la deforestación y posterior plantación de especies exóticas, o directamente la sustitución de bosques nativos por plantaciones forestales mono específicas de especies exóticas (Zerbe 2002).

La deforestación y degradación de los bosques del sur de Chile ha ocurrido de manera histórica (Elizalde 1969), originando erosión de suelos (Bianchi 1947) y pérdida de biodiversidad (Echeverría et al. 2007, Sibmerloff et al. 2010, Nahuelhual et al. 2012, Altamirano et al. 2013). Con el objetivo de controlar los problemas de erosión en 1974 se promulgó el Decreto de Ley 701 (DL 701) (Diario Oficial 1974), el cual financiaba el 75% de los costos de plantación, entregando además, exenciones al pago de impuestos territoriales. Este instrumento explica en gran parte la expansión de las plantaciones de especies exóticas desde mediados de los años setenta en Chile (González 2010). En 1980, la superficie cubierta por plantaciones exóticas abarcaba unas 740.000 ha, la cual incrementó a 1,7 millones de ha en solamente 10 años (FAO 2010). Al año 2011 la superficie de especies exóticas se estima en alrededor de 2,9 millones de ha (CONAF 2014). Este aumento en la superficie de plantaciones fue en muchos casos, producto de la sustitución de bosque nativo (Lara et al. 1989, 2003, Meneses 1999).

Inicialmente, las plantaciones de especies exóticas estaban compuestas principalmente por *Pinus radiata* (pino insigne), especie que al año 1988 ocupaba un 90% de la superficie de dichas plantaciones, siendo especies del género *Eucalyptus* plantadas paulatinamente (INFOR 2011). Ya al año 2014 *P. radiata* redujo su participación a un 59,1%, *Eucalyptus globulus* y *Eucalyptus nitens* ocupaban un 23,6% y 10,5%, respectivamente y *Pseudotsuga menziesii* (pino oregón) ocupando un 0,7% de las plantaciones exóticas equivalente a 17.148 ha (INFOR 2016). *P. menziesii* usualmente en Chile se adapta de buena manera en áreas sobre 800 m.s.n.m., ya que las plantaciones de esta especie se establecen preferentemente en la Zona Precordillerana y Cordillerana Andina (Sanhueza et al. 1998).

En 1998 el DL 701 fue modificado y se añadieron restricciones a la sustitución directa de bosque (González y Niklitschek 2006), dado que de acuerdo al reglamento 259 de 1980, luego de la corta de especies nativas se exigía la reforestación sin distinción entre especies nativas y exóticas (Diario Oficial 1980). Por otro lado, la promulgación de la Ley 20.283 sobre recuperación del Bosque Nativo y

Fomento Forestal en 2008 (Diario Oficial 2008) aumentó el grado de protección al bosque. Pese a que se incorporaron estas prohibiciones legales a la sustitución de los bosques nativos por plantaciones forestales (Diario Oficial 2008), diversos estudios han identificado que la sustitución de bosque nativo por plantaciones sigue ocurriendo en la actualidad (Echeverría et al. 2006, Miranda et al. 2015, Zamorano-Elgueta et al. 2015).

En las regiones del Bío Bío y La Araucanía, en un área de estudio de unas 2,4 millones de ha, se ha estimado que más del 20% del bosque nativo habría sido sustituido entre los años 1979 y 2000 (Aguayo et al. 2009). Por su parte, Zamorano-Elgueta et al. (2015), en un estudio realizado en la zona costera de la región de Los Ríos, cubriendo unas 270 mil ha, estimaron que entre 1985 y 1999 se habría sustituido aproximadamente unas 19 mil ha, mientras que en entre 1999-2011 ca. 17 mil ha cubiertas por bosque nativo se habrían convertido en plantaciones exóticas. En áreas de la Región de La Araucanía, se ha estimado que las plantaciones forestales se han transformado en la cobertura de suelo dominante a partir de 1999; esto a expensas del bosque nativo, produciéndose la sustitución de unas 400 mil ha desde ese periodo hasta la actualidad (Miranda et al. 2015).

1.2. Ejemplos de conversión de plantaciones a nivel mundial

La restauración de bosques en áreas sustituidas por plantaciones exóticas o reconversión de plantaciones representa un retorno a niveles más altos de naturalidad, lo que llevaría a mejorar la calidad del suelo, reduciendo el riesgo de incendios forestales y pestes (Fischer y Fischer 2012). Este proceso de restauración se ha venido desarrollando desde hace algún tiempo, por ejemplo, algunas de las experiencias de reconversión de plantaciones son los estudios de Parker et al. (2001), realizado en el Bosque Regional Durham, en Canadá, en el cual se realizaron raleos en plantaciones de *Pinus resinosa* para promover condiciones que permitan regenerar naturalmente especies de los bosques originales de la zona. Por su parte, Zerbe (2002), evaluó la reconversión de plantaciones de *Pinus sylvestris* favoreciendo la regeneración espontánea en la zona de Brandenburg, Alemania. Se determinó que la utilización de una estrategia pasiva de restauración, en conjunto con algunas actividades silviculturales de control, pueden lograr una reconversión costo-efectiva. Ashton et al. (1997) establecieron en Sri Lanka un ensayo de restauración de áreas cubiertas por *Pinus caribaea*, donde se comparó los ensayos donde se removió esta especie y en los cuales se dejó en pie: se demostró que el género *Pinus* puede ser utilizado como nodriza para el establecimiento de especies de sucesión tardía en bosques tropicales. En un estudio similar llevado a cabo por Forbes et al. (2016) en Nueva Zelanda, se evaluó la creación de claros en monocultivos de *Pinus radiata* para favorecer el establecimiento natural de especies nativas,

obteniendo resultados positivos con esta práctica silvicultural.

1.3. Empresas forestales como el principal actor en la conversión de plantaciones a bosque nativo en Chile

En nuestro país, la reconversión de plantaciones ha alcanzado relevancia debido a la motivación de empresas forestales por obtener la certificación del *Forest Stewardship Council* (FSC). El FSC es una organización que promueve el manejo forestal sustentable y posee una serie de principios y criterios que las empresas forestales deben acoger para obtener su certificación, la cual le brinda mejores expectativas en los mercados internacionales dado el prestigio que significa contar con estándares FSC (FSC 2014). Para obtener dicha certificación, el FSC exige que las empresas forestales realicen actividades de restauración en bosques sustituidos por especies exóticas. Esto permite acreditar el manejo sustentable de los productos madereros. Por ejemplo, una de las más grandes empresas con certificación FSC es Forestal Arauco S.A, con un patrimonio de 1,7 millones de ha (Arauco 2016) ubicado entre la Región de O'Higgins y la Región de Los Lagos (33°S-41°S). Esta empresa se ha comprometido a restaurar un total de más de 25 mil ha de bosque nativo (13.476 ha) y matorral esclerófilo (11.569 ha) que fueron sustituidas posterior al año 1994 (Hernández et al. 2012). La empresa Forestal Mininco S. A. por su parte, se ha comprometido a restaurar ca. 18 mil ha de bosque nativo (8.942 ha) y matorral arborescente sustituidas (9.027 ha) después del año 1994, entre las regiones del Maule y Los Ríos (35°S-39°S; WWF 2011). Por otro lado, destaca el plan piloto llevado a cabo en conjunto por *The Nature Conservancy*, Universidad Austral de Chile y la empresa forestal MASISA S.A. para recuperar bosques sustituidos por *Eucalyptus globulus* entre 1994 y 1997, en la Reserva Costera Valdiviana (Bannister et al. 2013a). Es por ello que en Chile, las principales actividades de reconversión de plantaciones exóticas a bosque nativo están vinculadas a empresas forestales.

1.4. *Pseudotsuga menziesii* en Chile

P. menziesii, a pesar de cubrir una superficie muy menor en comparación con *P. radiata* o *Eucalyptus spp.*, posee gran potencial de expansión como cultivo forestal en Chile (Siebert et al. 2003). Se encuentra distribuida entre las Regiones de O'Higgins y Aysén (34°S-45 °S). Es considerada una especie invasora, ocupando hábitats como praderas, orillas de bosque y estepas; siendo altamente competitiva con especies nativas (Fuentes et al. 2014). Especies del género *Nothofagus*, principalmente *Nothofagus dombeyi* (coigüe), son capaces de hacer frente a esta competencia dada sus mayores tasas

de crecimiento (Wienstroer et al. 2003).

Esta especie ha sido descrita incluso al interior de Áreas Silvestres Protegidas, tales como la Reserva Nacional Malalcahuello (CONAF 1996), Reserva Nacional Coyhaique (CONAF 2009), establecidas por la Corporación Nacional Forestal con fines de protección de suelo y generación de biomasa para múltiples usos productivos. También está presente en el Parque Nacional Huerquehue (CONAF 1999), establecido por CONAF como medida de protección luego de un incendio ca. 1945. En este Parque se ha desarrollado una propuesta de reconversión de tres rodales de *P. menziesii* a bosque nativo (5,8 ha, 4,1 ha y 1,1 ha), mediante un esquema de mediería (para repartir utilidades y cubrir los gastos operacionales, además de la gestión de recursos financieros adicionales) y que involucre en conjunto investigación básica para la generación de conocimiento y la participación de la comunidad local (Bravo 2014). De igual forma, puede encontrarse en el Parque Nacional Conguillío, sector Marsella, debido al establecimiento de plantaciones exóticas previo a la incorporación del predio Marsella al Parque (CONAF 2016).

1.5. Sistema de cosecha a tala rasa

El sistema de cosecha de plantaciones exóticas más utilizado en Chile y el mundo (Lara et al. 1997) es la tala rasa. La tala rasa es muy eficiente en términos de costos y operatividad (Otavo 1984), por lo cual es difícil convencer a propietarios de no realizarla, pese a las externalidades negativas que esta puede generar sobre el paisaje, vegetación nativa, suelo y agua en comparación con otros sistemas (Otero et al. 1994) como la corta de protección, que consiste en cortas graduales para aumentar progresivamente la disponibilidad de luz (OMNR 2003). En ciertos casos la tala rasa también puede ser usada para la conversión de plantaciones a bosque nativo (Lara et al. 1997) En este caso la corta del total o la mayoría de los árboles, se orienta a regenerar individuos expuestos a condiciones de mayor disponibilidad de luz.

1.6. Esquemas de plantación en grupos como alternativa para la restauración.

Una técnica de restauración que podría ser implementada tras la tala rasa de plantaciones en zonas a reconvertir desde plantación a bosque nativo es la plantación en grupos de plantas o *clusters*, debido a que promueven la regeneración natural de otras especies entre grupos, los bajos costos de plantación asociados y el aprovechamiento de legados biológicos (i.e.: estructuras remanentes post disturbios, e.g., troncos, fragmentos de bosque inalterado; Franklin 1990, Foster 1998), que facilitan el establecimiento de plantas (Saha et al. 2016). Los grupos pueden aumentar la productividad, al

propiciar una relación de cooperación- competencia en ambientes con recursos limitados (Saha et al. 2016). Es importante considerar este tipo de relaciones en el contexto de restauración dado que existen escasos ejemplos a escala operativa en Chile (Smith-Ramírez et al. 2015). Por ejemplo, proteáceas como *Embothrium coccineum* (notro) pueden considerarse especies facilitadoras al ayudar a mejorar las condiciones del sitio y eventualmente el establecimiento de otras especies al aumentar la disponibilidad de nitrógeno y fósforo a nivel de micro-sitio en suelos con baja fertilidad (Fajardo y Piper 2015, Piper et al. 2013). *Gevuina avellana* (avellano), también es capaz de aumentar la disponibilidad de nutrientes en el suelo gracias a sus raíces proteiformes (Ramírez et al. 2005), además puede absorber mayor cantidad de agua y colonizar ambientes con condiciones extremas como escoriales volcánicos (Lamont 1982). No obstante, la nieve afecta negativamente a esta especie en sus etapas iniciales de desarrollo (Álvarez y Lara 2008). Otras especies de la familia de las proteáceas, y que poseen facultades similares, existentes en Chile son *Lomatia hirsuta* (radal), *Lomatia ferruginea* (fuinque) y *Lomatia dentata* (avellanillo) (González 1990).

1.7. Ramoneo como desafío en la regeneración de bosque nativo.

Uno de los desafíos en la regeneración natural y artificial de bosques es la exclusión de ganado (ovino o vacuno) y otros herbívoros, ya que el ramoneo por parte de herbívoros es considerado una amenaza importante en estos procesos de recuperación de la cobertura vegetal (Martínez-Pastur et al. 1999, Pulido et al. 2000). En general, el impacto del ganado puede producir efectos negativos como compactación de suelo, mortalidad de árboles y erosión (Hobbs 2001), lo que puede generar problemas mayores a largo plazo si se trata de especies con problemas de conservación, como *Araucaria araucana* (araucaria) (Zamorano-Elgueta et al. 2012).

El presente trabajo pretende evaluar un ensayo de reconversión de una plantación de *Pseudotsuga menziesii* a bosque nativo. Este ensayo fue establecido en octubre del 2015 en 17,3 tras la cosecha a tala rasa de Pino oregón en el predio Marsella. Marsella posee 5.462,8 ha y es parte del Parque Nacional Conguillío. La plantación fue realizada en grupos mono-específicos de Coigüe y bi-específicos de Coigüe-Notro, además de plantación en hileras de 3x2 m para la comparación de ambos esquemas.

2. Objetivos

El objetivo general de este trabajo es evaluar el éxito del ensayo en términos de supervivencia y crecimiento de plantas, las que fueron establecidas en diferentes tratamientos de plantación (grupos y filas) en el predio Marsella. La idea es sistematizar estrategias para la reconversión de una plantación de Pino oregón a bosque nativo, luego de tala rasa.

Como objetivos específicos se pretende: (a) identificar el tratamiento que presenta mayores supervivencias y crecimientos, (b) identificar variables significativas al momento de explicar el crecimiento de las plantas e (c) identificar variables significativas que explican el ramoneo de herbívoros sobre las plantas establecidas.

Los resultados obtenidos de este estudio serán útiles para comprender factores que favorecen el establecimiento de especies nativas en el ámbito de reconversión de plantaciones, aportando al conocimiento en estrategias de restauración de bosques sustituidos por plantaciones exóticas.

3. Métodos

3.1. Área de estudio

3.1.1. Antecedentes biofísicos

El predio Marsella posee 5.462,8 ha y fue incorporado al Parque Nacional Conguillío en el año 1987 (CONAF 2006), ubicado en las comunas de Curacautín, Lonquimay, Vilcún, Cunco y Melipeuco, Región de La Araucanía (Figura 1).

De acuerdo a Mahncke (1997), en el área adyacente al establecimiento de los ensayos, predomina la comunidad vegetal Coigüe (*Nothofagus dombeyi*), donde son apreciables renovales de esta especie. El dosel arbóreo bajo está representando por *Lomatia hirsuta* y *Embothrium coccineum*.

La temperatura promedio del área es de 8,6°C y las precipitaciones fluctúan entre 2500 a 3000 mm al año (Pollmann 2003). El volcán Llaima, inserto en el Parque Nacional, ha sido el principal forjador de suelos, los cuales poseen un alto componente de material proveniente de las erupciones (Besoain 1985), como por ejemplo rocas volcánicas, toba y cenizas (Peralta 1975).

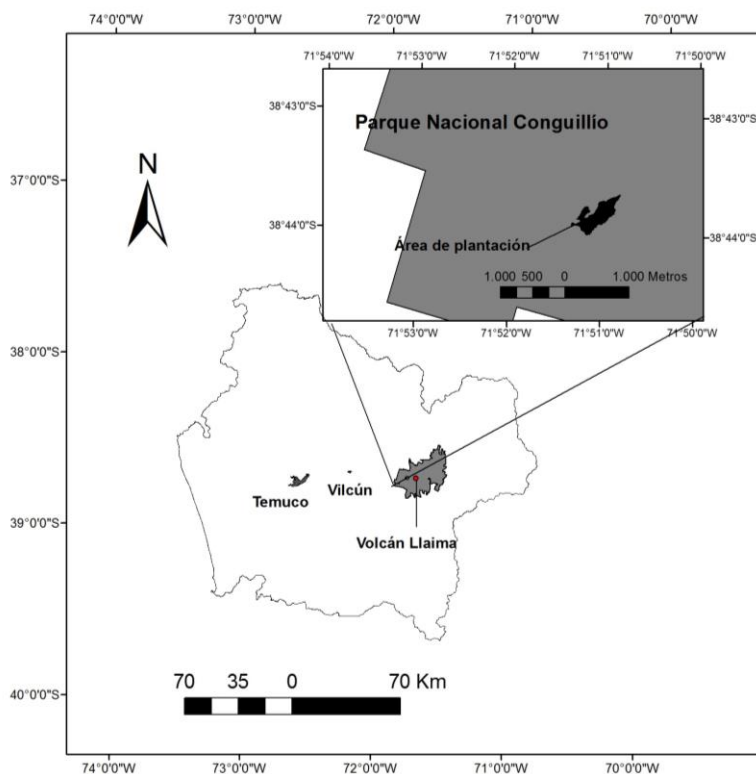


Figura 1. Mapa de ubicación de los ensayos al interior del predio Marsella, Parque Nacional Conguillío.

3.1.2. Antecedentes históricos y productivos del predio Marsella

En el predio Marsella se realizaban una serie de explotaciones madereras en el pasado, las cuales abarcaban una superficie de ca. 1.900 ha (CONAF 2006). El predio pertenecía a principios de los años 1970 a la Corporación de Reforma Agraria (CORA). Durante este periodo comenzaron a establecerse plantaciones de *Pseudotsuga menziessi*. Luego de que el predio fuera anexado al Parque Nacional Conguillío en 1987, comenzó un proceso de desalojo de los habitantes del predio y se continuó con las actividades de forestación con especies exóticas. La plantación cosechada en la cual se realizaron los ensayos de restauración, se estableció en el año 1971, siendo financiada totalmente por CONAF (2016), a una densidad aproximada de 1600 plantas/ha¹. Estas plantaciones fueron establecidas por los abuelos y padres de los actuales miembros del Comité de Pequeños Productores de Marsella, quienes prestaban servicios a CONAF por medio de programas de empleos en forestación de predios estatales (CONAF 2016).

El año 2006 se celebra un contrato de mediería con el Comité de Pequeños Productores de Marsella, con el objetivo de ayudar socialmente a los productores mediante el aprovechamiento de recursos forestales, reconociendo que la zona a intervenir pertenece al Parque Nacional Conguillío. Este contrato establece la ejecución de raleo de 33 ha de pino oregón en dos rodales, siendo repartidos los beneficios en un 80% para los productores y 20% para CONAF en el rodal 1, y 70% para los productores y 30% para CONAF en el rodal 2 (CONAF 2016). El año 2008 se modifica el contrato fijando la repartición en un 70% para productores y 30% para CONAF, justificando este cambio debido a los altos gastos de explotación. Dicho contrato expiró en 2011.

Luego de una serie de intentos fallidos por concretar esta intervención silvícola al predio, debido a conflictos entre CONAF y miembros del Comité (CONAF 2016), se licita finalmente la intervención de 17,56 ha de pino oregón y reforestación con especies nativas.

La plantación de *P. menziesii* de ca. 44 años, fue cosechada en enero de 2015 a tala rasa (Fig. 2). El sistema de cosecha utilizado fue semi mecanizado, el cual consiste en: volteo y desrame de individuos por motosierrista, madereo con Skidder, trozado en cancha con motosierrista y posterior clasificación y arrumado con tri-neumático².

¹Crisóstomo R., Jefe Sección Planificación y Desarrollo, CONAF Araucanía (Comunicación personal, 20 de abril de 2017)

²Higueras P, Sección Planificación y Desarrollo Áreas Silvestres Protegidas, CONAF Araucanía (Comunicación personal, 28 de agosto de 2017)



Figura 2. Imagen de una sección del área a restaurar, previo al establecimiento de los ensayos. Destacan individuos nativos dejados en pie y los residuos de la cosecha de P. menziesii alineados. Data del año 2015.

3.2. Diseño del ensayo

El ensayo fue establecido en un total de 17,3 ha en octubre de 2015. Se establecieron grupos de árboles mono-específicos (Coigüe puro) y bi-específicos (Coigüe-Notro), contrastándolos con esquemas de plantación tradicional (3 x 2m). Uno de los motivos por los cuales se utilizaron estas dos especies es su presencia en la composición original de la vegetación del sector.

Las plantaciones fueron establecidas considerando seis tratamientos: 1) Grupos regulares mono-específicos (Coigüe), 2) grupos regulares bi-específicos (Coigüe-Notro), 3) grupos aleatorios mono-específicos (Coigüe), 4) grupos aleatorios bi-específicos (Coigüe-Notro), 5) plantaciones regulares (i.e.: en hileras de 3x2 m) mono-específicas (Coigüe) y 6) plantaciones regulares bi-específicas (Coigüe-Notro) (a, b, c, d, e y f; Fig. 3).

En los tratamientos en grupos regulares y grupos aleatorios, las plantas se encuentran a una distancia de entre 0.7-0.8 m, con la idea de asemejarse a una zona de regeneración natural de Coigüe (15-20 mil plántulas/ha). Se establecieron 80 grupos de 21 individuos por cada tratamiento (1, 2, 3 y 4). Los grupos están separados ca.11 m entre sí. De esta forma se obtiene un total de 1680 plantas/ha para los tratamientos en grupos. En los tratamientos de plantación regular (5 y 6), las plantas fueron establecidas a un distanciamiento de 3x2 m y a una densidad de 1667 plantas/ha).

Cada uno de los seis tratamientos del ensayo posee tres repeticiones (dos repeticiones de 1 ha y una repetición de 0.9 ha, cada tratamiento) (Fig. 4).

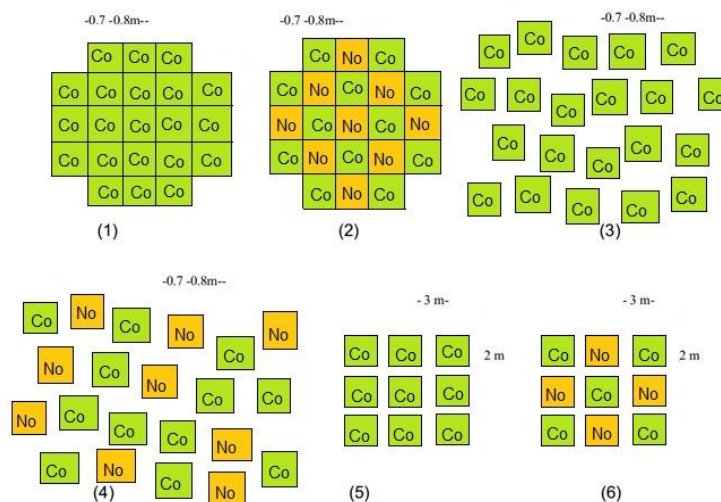


Figura 3. Establecimiento de ensayos. (1) Plantación anidada de 21 individuos mono-específica de *Coigüe*. (2) Plantación anidada *Coigüe* -*Notro*. Plantación aleatoria (irregular en grupos) de *Coigüe* puro (3) y mixta *Coigüe* -*Notro* (4). Esquemas de plantación regular (3 x 2 m) pura (5) y mixta (6).

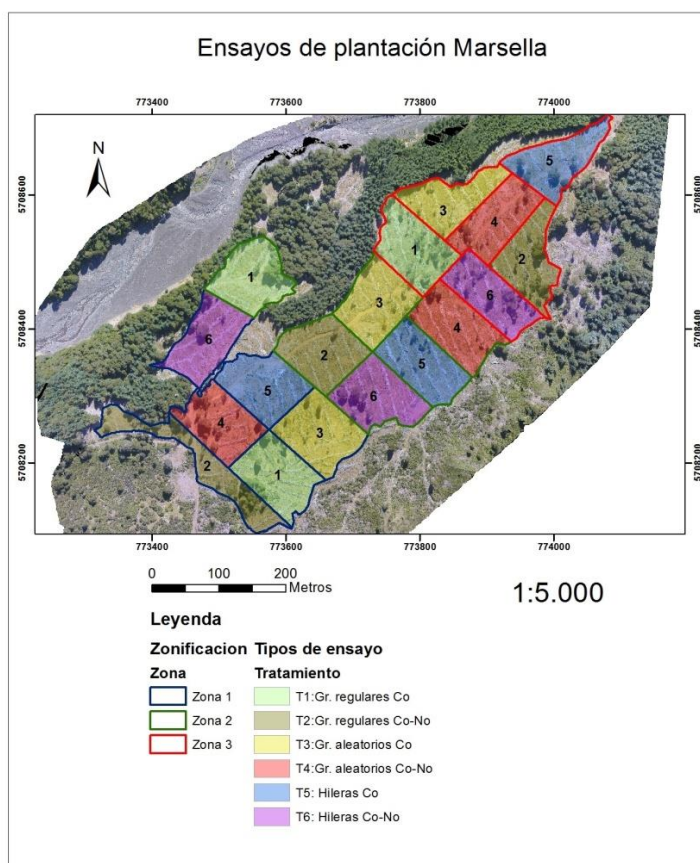


Figura 4. Ensayos establecidos en el predio Marsella. El predio fue subdividido en tres zonas, cada una con los seis tratamientos correspondientes.

3.3. Colecta de datos

Previo a la toma de datos, se consideró un pre-muestreo, con el fin de corroborar el establecimiento de los ensayos y obtener una aproximación de la variabilidad de los parámetros que se pretenden estimar. Se establecieron aleatoriamente tres unidades de muestreo de 150 m² en cada tratamiento, considerándose un total de 54 parcelas (3 parcelas x 6 tratamientos x 3 repeticiones de cada tratamiento). Las unidades de muestreo se centraron en los grupos para el caso de las plantaciones en grupos, donde se establecieron parcelas circulares de 6.9 m de radio. En cuanto a las plantaciones en hileras, se establecieron parcelas rectangulares (10x15 m) con la idea de contabilizar una cantidad de plantas similares a las medidas en los tratamientos de grupos. Todos los individuos incluidos dentro de cada parcela fueron medidos y caracterizados, así como las variables de micro-sitio.

Se midieron variables de desempeño de los individuos, variables biofísicas y variables a nivel de micro-sitio. A continuación se muestran cada una de las variables de acuerdo a estas categorías:

a) Variables de desempeño: A cada planta se le midió la altura total (cm), diámetro a la altura del cuello o DAC (mm), crecimiento anual o *shoot* (cm) (Bannister et al. 2013b, Saha et al. 2016). Se definió un indicador de “vigorosidad” (Vargas et al. 2013), el cual se calculó basado en la razón entre la altura (cm) y el DAC (cm) como una forma de representar la estabilidad de la planta, donde los valores más bajos reflejan una mejor distribución de la biomasa de la planta, dado el mayor equilibrio entre altura/DAC. Se midió la vitalidad de las plantas, la cual fue dividida en tres categorías: 1 (0-20% follaje muerto), 2 (20-80% follaje muerto) y 3 (>80% follaje muerto). Para los análisis, se consideró la categoría 1 como “Bueno”, la categoría 2 “Intermedio” y la categoría 3 como “Malo”. Además se registró el ramoneo en las plantas con las categorías “Sí” (yemas apicales y ramas laterales rotas) y “No”.

La tasa de supervivencia por tratamiento se calculó mediante la razón entre la cantidad de individuos medidos y la cantidad de individuos establecidos inicialmente (21 individuos en grupos y 36 individuos que debería haber en las parcelas de 10x15 m en las hileras).

b) Variables biofísicas: Se midió distancia lineal a protección más cercana (cm), como protección se consideró: desechos de la cosecha de pino oregón, individuos de pino oregón dejados en pie para protección de suelos, legados biológicos, pendiente y exposición. No se consideró disponibilidad de luz, dado que al realizarse tala rasa de los individuos de pino oregón, las condiciones lumínicas son usualmente homogéneas, similares a campo abierto.

c) Variables de micro-sitio: Se incluyó el porcentaje de suelo mineral (%), porcentaje de restos leñosos (%), compactación del suelo (alta, media, baja), porcentaje de especies exóticas vs.

nativas (%), porcentaje de mantillo (%), concavidad/convexidad del terreno (Dunne et al., 1991; Bannister et al., 2013b). Para cuantificar la cantidad de individuos de pino oregón rebrotando, en cada parcela se consideraron categorías de acuerdo al número de individuos presentes: 0 (0 individuos), 1 (1-5 individuos), 2 (6-10 individuos), 3 (11-15 individuos), 4 (16-20 individuos) y 5 (>20 individuos). Se cuantificó además tres medidas de distancia entre individuos seleccionadas de forma aleatoria, con el fin de obtener una distancia promedio entre individuos. La distancia entre individuos se midió debido a que los grupos regulares y aleatorios presentaron ambigüedad en cuanto a la distribución espacial de las plantas.

Además, se consignó cualquier observación que pudiera ser significativa como forma defectuosa o bifurcación del tallo, mortandad en pie, individuos cubiertos por herbáceas, entre otros.

3.4. Análisis estadístico

Se aplicaron los test de Shapiro-Wilk y de Levene para comprobar la normalidad y varianza de los datos, respectivamente. Para comparar diferencias significativas ($p < 0,05$) entre variables con distribución normal se utilizó ANOVA, por el contrario, las variables que no presentaron normalidad fueron comparadas mediante el test no paramétrico de Kruskal-Wallis. Todos los análisis estadísticos se realizaron utilizando el software estadístico R (R Development Core Team 2016).

3.4.1. Modelo de crecimiento anual

Se utilizaron modelos lineales (ML) para determinar qué variables explican de mejor forma el crecimiento anual (*shoot*), primero un modelo ajustado solamente con variables de micro-sitio y otro con variables biofísicas y de micro-sitio en conjunto. Los modelos fueron definidos mediante ecuaciones lineales del tipo:

$$Y = \beta X + \varepsilon$$

Donde Y representa el vector de la variable respuesta, que en este caso es el crecimiento, X es una matriz de variables predictoras, β es un vector con los coeficientes o parámetros del modelo y ε corresponde al término de error aleatorio.

El test t ($\Pr [>|t|]$) compara $\beta_p=0$ para cada X_p , esto quiere decir que prueba la probabilidad de

que el coeficiente de cada una de las variables explicativas sea cero. Si el coeficiente es cero, la variable que acompaña al coeficiente no tiene importancia estadística en el modelo, por el contrario, si es distinta de cero, dicha variable posee significancia en el modelo.

3.4.2. Modelo de ramoneo

Para explicar el ramoneo se ajustó un modelo lineal generalizado (MLG), usando la función de enlace *logit*, el cual corresponde a un modelo de elección discreta que representa la probabilidad (p_i) de una planta de ser ramoneada. La variable respuesta es dicotómica, es decir, toma solo dos valores:

$Y_i=1$, ramoneada

$Y_i=0$, no ramoneada

El modelo logístico busca modelar la probabilidad de ocurrencia del fenómeno (en este caso el ramoneo de una planta) en función de variables predictoras.

Este modelo está dado por la siguiente ecuación:

$$p_i = \frac{1}{1 + e^{-(\beta_0 + \beta_i x + \varepsilon)}}$$

Los *odds ratios* ($e^{-\beta}$) son una razón entre las probabilidades de ocurrencia de un evento de dos factores (eg.: la probabilidad de ramoneo en una planta perteneciente a la especie coigüe frente a la probabilidad de ramoneo de una planta que es notro). Pueden expresarse en probabilidades mediante la fórmula:

$$P = \frac{OR}{OR + 1}$$

Los valores mayores a 1 indican una relación positiva, así, un *odd ratio* de 2 (entendido como 2:1) significa que un evento es 2 veces más probable de ocurrir en un factor que en otro. Los valores iguales a 1 indican que no existe relación entre variables (50% de probabilidades de ocurrencia de un

evento para cada factor) y los valores menores a 1 indican relación negativa.

Un indicador análogo al R^2 de los ML es la devianza (D^2), la cual nos indica la variabilidad de los datos. Para obtener una medida de variabilidad explicada por el modelo se compara la devianza del modelo nulo y la devianza residual (Hosmer et al. 2013, Yaitul 2013):

$$D^2 = 1 - \frac{D_{residual}}{D_{nula}}$$

4. Resultados

4.1. Supervivencia por tratamientos

Tras 17 meses de establecimiento, plantaciones en grupos presentaron en general mejores niveles de supervivencia que plantaciones establecidas en hileras. En cuanto a la supervivencia, no se encontraron diferencias significativas entre tratamientos ($p > 0,05$), aunque el tratamiento en hileras mono-específicas (T5) presentó diferencias significativas al 10%, siendo el tratamiento con el porcentaje de supervivencia más bajo ($38,8\% \pm 15,5\%$) (Tabla 1, Figura 5).

Tabla 1. Resumen estadístico de la tasa de supervivencia promedio ($\pm$ desviación estándar) por tratamiento

Tasa de supervivencia		
Tratamiento	Media	
(T1) Grupos regulares de Co	60,8%	$\pm 24,1\%$
(T2) Grupos regulares Co-No	64,0%	$\pm 25,3\%$
(T3) Grupos aleatorios de Co	64,5%	$\pm 15,9\%$
(T4) Grupos aleatorios Co-No	64,5%	$\pm 18,5\%$
(T5) Hileras de Co	38,9%	$\pm 15,5\%$
(T6) Hileras de Co-No	42,6%	$\pm 15,8\%$

Nota: Co=Coigüe, No=Notro

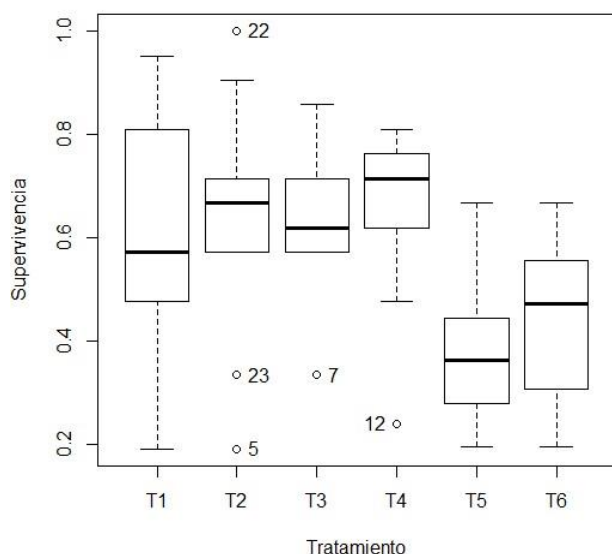


Figura 5. Tasas de supervivencia por tratamiento. T1=Grupos regulares de Co, T2=Grupos regulares de Co-No, T3=Grupos aleatorios de Co, T4=Grupos aleatorios de Co-No, T5=Hileras de Co, T6=Hileras de Co-No

Se compararon las distancias promedio entre individuos de grupos regulares y aleatorios mono y bi-específicos y no se encontraron diferencias significativas ($p > 0,05$), por lo que se decidió combinar los tratamientos. Al agrupar plantaciones en grupos mono y bi-específicas, se encontraron diferencias significativas en los porcentajes de supervivencia. Los grupos bi-específicos mostraron mayor tasa de supervivencia ($64,3\% \pm 21,5\%$). Por el contrario hileras mono-específicas, presentaron menor tasa de supervivencia de todo el ensayo ($38,8\% \pm 15,5\%$). (Tabla 2, Fig. 6)

Tabla 2. Resumen estadístico de la tasa de supervivencia promedio ($\pm$ desviación estándar) con los tratamientos mono-específicos y bi-específicos agregados. En negrita se destacan diferencias significativas ($p < 0,05$)

Tasa de supervivencia		
Tratamiento	Media	
Grupos de Co	62,7%	$\pm 19,9\%$
Grupos de Co-No	64,3%	$\pm 21,5\%$
Hileras de Co	38,9%	$\pm 15,5\%$
Hileras de Co-No	42,6%	$\pm 15,8\%$

Nota: Co=Coigüe, No=Notro

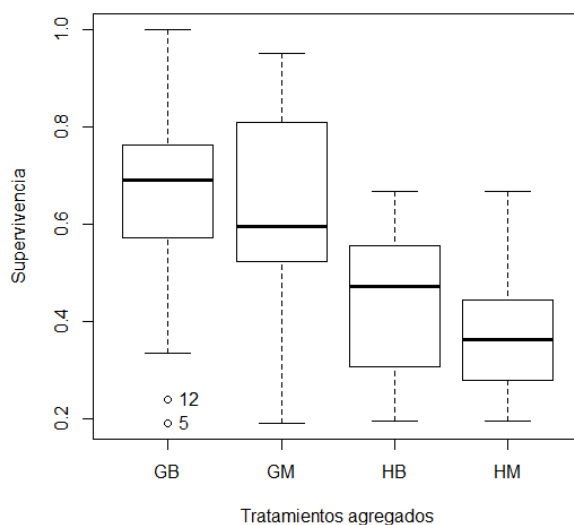


Figura 6. Tasas de supervivencia según tratamientos agregados. GB=Grupos bi-específicos, GM=Grupos mono-específicos, HB= Hileras bi-específicas, HM= Hileras mono-específicas.

4.2. Performance de tratamientos

Se encontraron diferencias significativas entre tratamientos en cuanto a las variables altura y DAC ($p < 0,05$), por otro lado, no se encontraron diferencias significativas en cuanto a crecimiento anual ($p > 0,05$). El tratamiento en grupos aleatorios mono-específicos (T3) presentó los mayores valores promedio en altura (116 ± 44 cm) y DAC ($17,77 \pm 7$ mm). Por su parte, el tratamiento en grupos aleatorios bi-específicos (T4) mostró el promedio más bajo en altura ($87,81 \pm 36$ cm) y el tratamiento en grupos regulares bi-específicos (T2), el menor promedio en cuanto a DAC ($13,76 \pm 4$ mm). Los mayores promedios en crecimiento anual se dieron en el tratamiento en grupos aleatorios bi-específicos (T4) ($15,53 \pm 10$ cm) y el menor en el tratamiento en hileras mono-específicas (T5) ($12,1 \pm 5$ cm).

La Tabla 3 muestra el resumen estadístico de las variables por cada uno de los tratamientos. La Figura 7 muestra gráficamente las diferencias en crecimiento entre tratamientos.

Tabla 3. Promedio ($\pm$ desviación estándar) de las variables altura, DAC y crecimiento anual por tratamiento. En negrita se destacan las diferencias significativas en cada variable ($p < 0,05$).

	Altura		DAC		Crec. anual	
Tratamiento						
(T1) Grupos regulares de Co	107,74	$\pm 42,01$	15,62	$\pm 6,41$	14,61	$\pm 6,61$
(T2) Grupos regulares Co-No	95,24	$\pm 39,84$	13,76	$\pm 6,17$	13,69	$\pm 9,11$
(T3) Grupos aleatorios de Co	116,51	$\pm 44,45$	17,77	$\pm 6,79$	13,94	$\pm 6,55$
(T4) Grupos aleatorios Co-No	87,81	$\pm 36,42$	15,79	$\pm 6,69$	15,53	$\pm 10,1$
(T5) Hileras de Co	102,08	$\pm 33,25$	17,32	$\pm 7,24$	12,10	$\pm 5,08$
(T6) Hileras de Co-No	107,16	$\pm 39,84$	17,45	$\pm 6,36$	15,24	$\pm 10,4$

Nota: Co=Coigüe, No=Notro

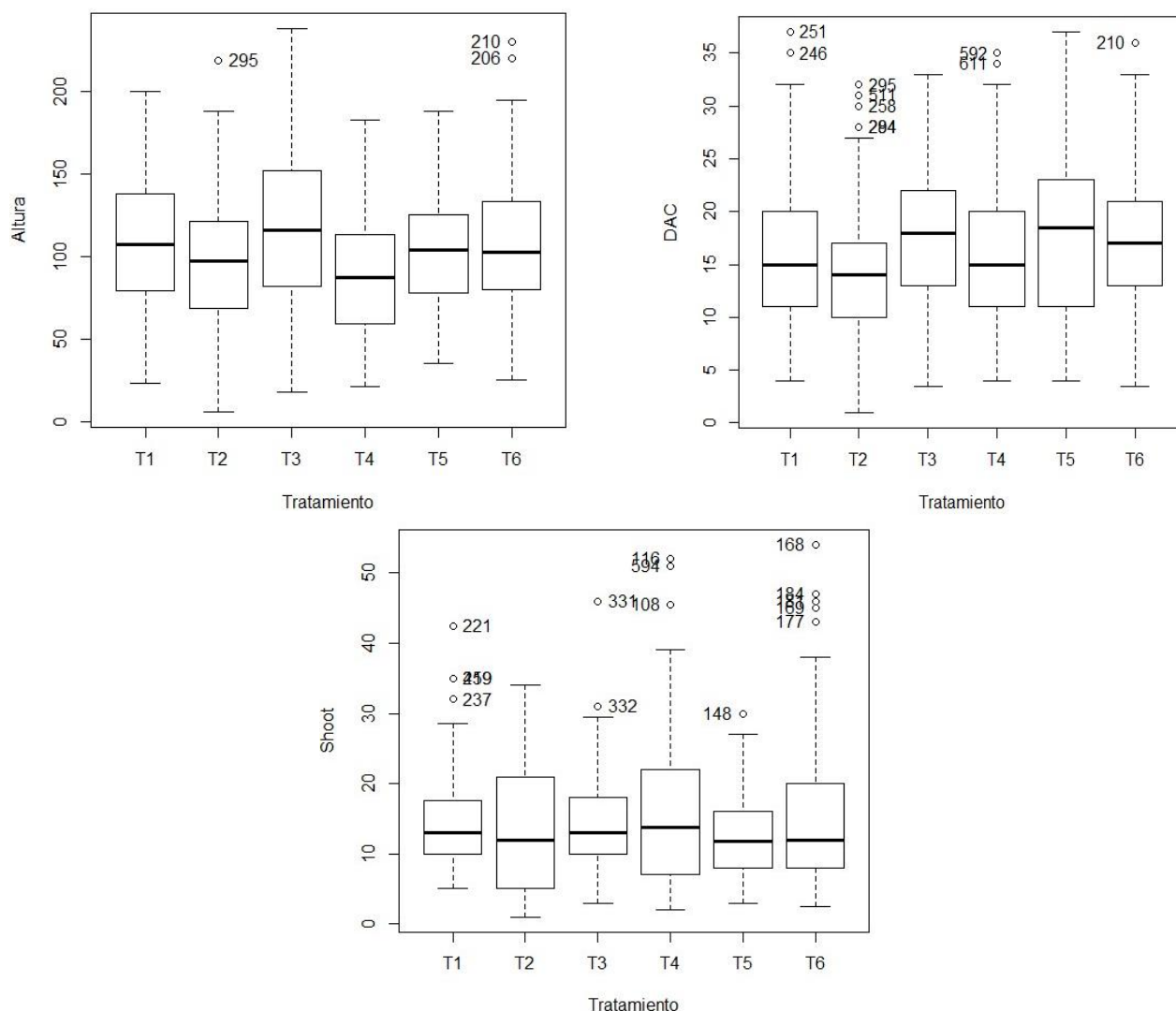


Figura 7. Comparación del desempeño de Altura, DAC y Crecimiento anual (Shoot) por tratamiento. T1=Grupos regulares de Co, T2=Grupos regulares de Co-No, T3= Grupos aleatorios de Co, T4=Grupos aleatorios de Co-No, T5=Hileras de Co, T6=Hileras de Co-No

Se compararon las diferencias en altura, DAC y crecimiento anual entre tratamientos combinados. Las diferencias estadísticamente significativas ($p < 0,05$) en altura y DAC las mostraron los tratamientos en grupo bi-específicos, que tuvieron el desempeño más bajo en ambas variables. Esta vez sí se encontraron diferencias estadísticamente significativas en crecimiento anual, siendo las hileras bi-específicas las que mostraron los valores más bajos (Tabla 4, Figura 8).

Tabla 4. Promedio ($\pm$ desviación estándar) de las variables altura, DAC y crecimiento anual por tratamientos combinados. En negrita se destacan las diferencias significativas en cada variable ($p < 0,05$).

Tratamiento	Altura		DAC		Crec. anual	
Grupos de Co	112,25	$\pm 43,42$	16,73	$\pm 6,68$	14,26	$\pm 6,57$
Grupos de Co-No	91,48	$\pm 38,25$	14,78	$\pm 6,51$	14,64	$\pm 9,69$
Hileras de Co	102,08	$\pm 33,25$	17,32	$\pm 7,24$	12,10	$\pm 5,08$
Hileras de Co-No	107,16	$\pm 39,84$	17,45	$\pm 6,36$	15,24	$\pm 10,4$

Nota: Co=Coigüe, No=Notro

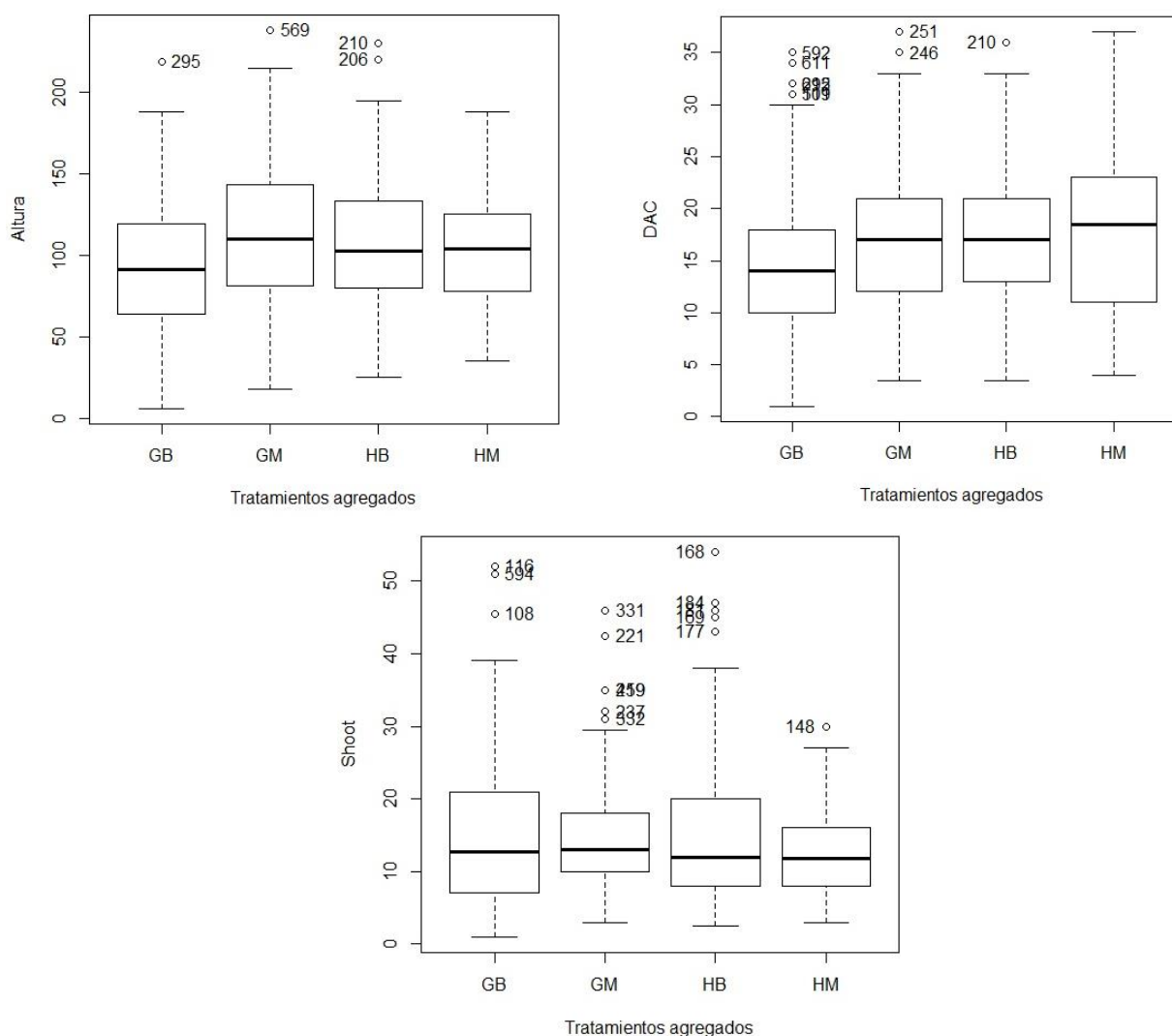


Figura 8. Comparación del desempeño en Altura, DAC y Crecimiento anual por tratamientos combinados. GB=Grupos bi-específicos, GM=Grupos mono-específicos, HB= Hileras bi-específicas, HM= Hileras mono-específicas.

Se segregó el indicador de vigorosidad por categoría de vitalidad, considerándose la categoría 1 como “Bueno”, la categoría 2 como “Intermedio” y la categoría 3 como “Malo”; con el objetivo de relacionar el desempeño de la planta con la proporción altura (cm)/ DAC (cm). Las plantas con estado vital “Intermedio” mostraron la mejor proporción altura/DAC, mientras que las plantas con categoría “Bueno” presentaron el indicador de vigorosidad más bajo. Estas diferencias se muestran en la Figura 9.

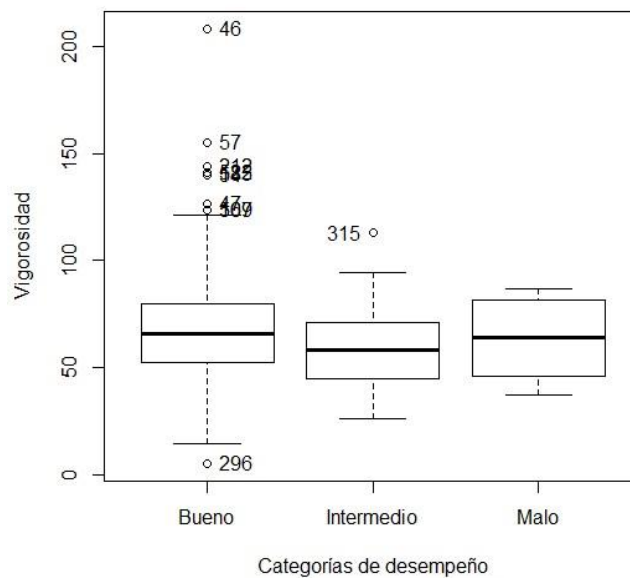


Figura 9. Relación altura (cm)/DAC (cm) de los individuos como indicador de vigorosidad de la planta, segregado por categorías de vitalidad. Los valores más bajos indican mayor vigorosidad. En este caso, los individuos con vitalidad intermedia poseen mayor robustez.

4.3. Modelos de crecimiento anual (*shoot*)

Se ajustaron modelos lineales para identificar variables predictoras del crecimiento anual tanto de coigüe como de notro. El primer ajuste consideró solo variables de micro-sitio para los modelos de crecimiento anual de coigüe y de notro.

El modelo de crecimiento de coigüe presentó un coeficiente de determinación de 23,86%, las variables porcentaje de cobertura de nativas, relieve convexo y relieve plano mostraron una correlación positiva con crecimiento anual, mientras que la variable distancia promedio entre individuos mostró una correlación negativa. Todas las variables resultaron ser estadísticamente significativas, siendo la variable porcentaje de cobertura de nativas la que presentó mayor significancia en el modelo. El modelo de crecimiento de notro mostró un coeficiente de determinación de 39,72%. La variable porcentaje de mantillo presentó una correlación negativa con crecimiento, mientras que porcentaje de

cobertura de nativas mostró correlación positiva, siendo además la única con significancia estadística (Tabla 5).

El segundo ajuste incluyó tanto de micro-sitio como variables biofísicas. El modelo de crecimiento de coigüe mostró un coeficiente de determinación de 27,64%. Las variables relieve convexo, relieve plano, distancia a protección más cercana y porcentaje de cobertura de nativas tuvieron una correlación positiva, por otro lado, la variable distancia promedio entre individuos tuvo una correlación negativa con crecimiento anual. Todas las variables presentaron significancia estadística, siendo nuevamente porcentaje de cobertura de nativas la que tuvo mayor significancia. El modelo de crecimiento de notro presentó un coeficiente de determinación de 51,86%. Las variables compactación de suelo baja, compactación de suelo media y porcentaje de mantillo mostraron correlación negativa con crecimiento, por el contrario, porcentaje de cobertura de nativas tuvo una correlación positiva, siendo otra vez la variable de mayor significancia estadística (Tabla 5).

Tabla 5. Ajuste de modelos lineales para explicar shoot. Se muestran las variables con su respectivo estadístico t y el coeficiente de determinación del modelo (R^2)

	Pr(> t)	R^2
Variables de micro-sitio		
<i>Shoot coigüe</i>	(+) NAT (0,003) (+) RCX (0,23) (+) RPL (0,051) (-) DPI (0,04)	23,86%
<i>Shoot notro</i>	(+) NAT (<0,001) (-) MAN (0,3)	39,72%
Variables biofísicas y de micro-sitio		
<i>Shoot coigüe</i>	(+) RCX (0,36) (+) RPL (0,04) (-) DPI (0,008) (+) DPR (0,07) (+) NAT (0,001)	27,64%
<i>Shoot notro</i>	(-) COB (0,04) (-) COM (0,12) (-) MAN (0,2) (+) NAT (<0,001)	51,86%

Nota: DPI= Distancia promedio entre individuos; DPR= Distancia a protección más cercana; NAT= % de cobertura de especies nativas; COB= Compactación de suelo baja; COM= Compactación de suelo media; MAN= % de mantillo; RCX= Relieve convexo; RPL= Relieve plano

4.4. Modelo de ramoneo

. Como variables explicativas para predecir el ramoneo por herbívoros observado en las plantas se utilizaron: especie y DAC, las cuales resultaron ser significativas estadísticamente (Tabla 6). La

variable altura fue descartada ya que se desconocía la altura inicial de los individuos, por lo tanto, al medir la altura de plantas ramoneadas, éstas ya tenían el efecto del ramoneo incorporado.

Tabla 6. Ajuste de modelo lineal generalizado para explicar ramoneo. Se muestran las variables con el estadístico z y la devianza (D^2)

	Pr(> z)	D^2
Modelo:		
Ramoneo	(+) DAC (0,012) (+) SPN (<0,001)	18,2%

Nota: DAC= Diámetro a la altura del cuello; SPN= Especie [Notro]

A continuación se muestran los *odds ratio* del modelo (Tabla 7). La probabilidad de ramoneo es 14,8 veces más alta si la especie es notro. Las probabilidades de ramoneo aumentan 0,07 veces al aumentar un milímetro de DAC.

Tabla 7. *Odds ratios* del modelo

	<i>Odds ratios</i>
Intercepto	0,003401725
Especie [Notro]	14,778033418
DAC	1,073450282

La Figura 10 muestra los gráficos de comportamiento del modelo de ramoneo para notro y coigüe.

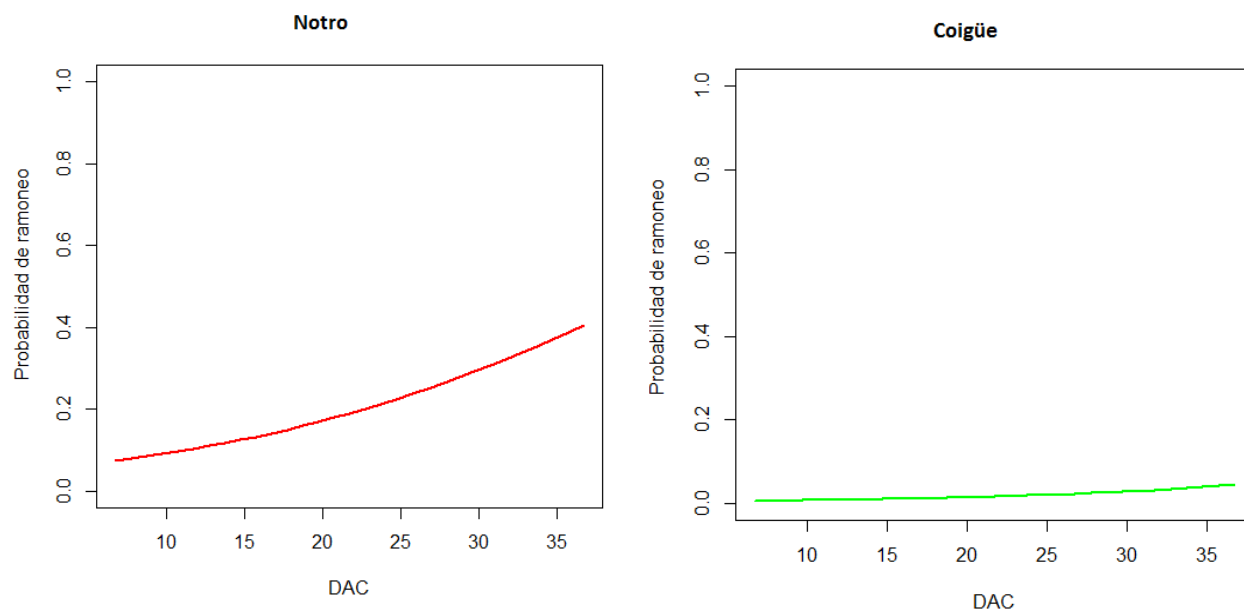


Figura 10. Probabilidad de ramoneo en ambas especies. En notro, las probabilidades de ramoneo son cercanas al 10% en un rango de DAC inferior a 10 mm y aumentan a cerca del 40% al aproximarse a los 35 mm de DAC. En coigüe, las probabilidades de ramoneo son prácticamente de 0% en casi todo el rango de DAC y se aproximan al 5% en individuos con un DAC de ca. 35 mm.

5. Discusión

5.1. Supervivencia en grupos vs. hileras

Según los resultados, tras 17 meses de establecido el ensayo analizado existe evidencia para aseverar que la tasa de supervivencia es ligeramente mayor para individuos plantados en grupos en comparación a plantaciones en hileras. A pesar de que los tratamientos presentan mayores porcentajes de supervivencia, estas diferencias no resultan significativas frente a los porcentajes de supervivencia de las plantaciones tradicionales. Solamente al combinar los tratamientos en grupos podemos ver una clara predominancia de la tasa de supervivencia en grupos, siendo los grupos bi-específicos los que mostraron mayores tasas. El meta-análisis de diversos estudios similares con especies del género *Quercus*, realizados en Europa central, muestra que las tasas de supervivencia en plantaciones en grupo y en hileras son similares (Saha et al. 2016). Además, se ha observado que la plantación de árboles nodriza reduce la mortalidad de individuos establecidos en grupos (Saha et al. 2012).

5.2. Performance de individuos en tratamientos

Se encontraron diferencias significativas en altura y DAC. En cuanto a altura, los tratamientos que presentaron los valores promedio más altos fueron los grupos aleatorios mono-específicos. Por su parte, los tratamientos en grupos regulares bi-específicos mostraron los valores promedio más bajos de DAC. En general no se observó una tendencia clara en relación a mayor o menor crecimiento en plantaciones establecidas en grupos o hileras. Esto es esperable considerando que la evidencia teórica indica que en los primeros años del establecimiento, el crecimiento de plantas no difiere significativamente entre grupos e hileras, sin embargo, en años posteriores, los grupos usualmente mostrarían mayor crecimiento (Saha et al. 2016). Esto es más evidente al comparar crecimiento anual, ya que ni siquiera se encontraron diferencias significativas.

El análisis con los tratamientos combinados no varió mucho. En cuanto a altura, los tratamientos mono-específicos siguen presentando los valores más altos, sin embargo, las diferencias estadísticamente significativas las mostraron los grupos bi-específicos, con los valores más bajos. Los valores promedio de DAC más bajos se siguen observando en los grupos bi-específicos. Solo en crecimiento anual se observan diferencias estadísticamente significativas, siendo las hileras bi-específicas las que muestran los valores promedio más bajos.

5.3. Variables que explican crecimiento

Se podrían haber obtenido ajustes de modelos de crecimiento de altura o DAC si el efecto del tamaño inicial de las plantas hubiera estado controlado al principio del ensayo (Soto et al. 2016), sin embargo, variables como el crecimiento anual (*shoot*), han sido estudiadas por otros autores (Kozlowski 1971, Borchert 1975, Bevington y Castle 1985). En los modelos de crecimiento de coigüe, las variables que mostraron mayor significancia fueron distancia promedio entre individuos y porcentaje de cobertura de nativas, en los modelos de crecimiento de notro la variable con mayor significancia estadística fue porcentaje de cobertura de nativas. Esto puede ser explicado por la competencia intra e inter específica, por ejemplo, una menor distancia entre individuos de coigüe promueve la competencia intra específica, considerada como un factor importante en el crecimiento de individuos establecidos en plantaciones en grupos (Saha et al. 2016). Por otro lado, en espacios abiertos tiende a producirse un fenómeno de competencia, en contraste con sistemas silvopastoriles donde prevalece la facilitación, principalmente desde los árboles hacia herbáceas (López-Díaz et al. 2009, Gargaglione et al. 2012). Esto explicaría que un mayor porcentaje de cobertura de especies nativas propicie el crecimiento de los individuos debido a la competencia.

Otras variables que han mostrado significancia en estudios similares son la disponibilidad de luz y de nutrientes (Bannister et al. 2013b, Donoso et al. 2013, Soto et al. 2016), siendo la disponibilidad de nutrientes una de las cuales podrían explicar una parte de la varianza en los modelos de crecimiento anual. Puesto que los ensayos fueron establecidos a campo abierto, la disponibilidad de luz no es una variable interesante de ser considerada. Estudios que incorporan esta variable, usualmente comparan un gradiente en cuanto a la intensidad de luz que reciben las plantas, como por ejemplo, las diferencias de luz en claros de bosque y en bordes de claros o variaciones en bosques más abiertos y bosques con mayor cobertura de dosel (Donoso et al. 2013, Lencinas et al. 2007, Marañón et al. 2005, Soto et al. 2016, Valladares 2006).

5.4. Variables que influyen en ramoneo

El modelo de ramoneo no posee gran robustez debido a que explica solamente un 18,2% de los eventos y la variables DAC, a pesar de ser significativa, posee un *odds ratios* muy cercanos a uno (1,07): las probabilidades de ramoneo son 0,07 veces mayor al aumentar un milímetro de DAC, lo cual indica que la variables no posee mucha relación con el ramoneo. En cambio, la variable especie

muestra una correlación más fuerte con los eventos de ramoneo, ya que las probabilidades de ramoneo de las plantas son 14,8 veces mayor si se trata de notro en lugar de coigüe. Esto puede corroborarse en los gráficos, en los cuales se aprecia que la especie es uno de los principales factores que influye en las probabilidades de ramoneo.

Se ha evidenciado que notro forma parte de la dieta de especies nativas y exóticas, como el ganado vacuno (Escobar et al. 2006) y la preferencia por esta especie puede deberse a la secreción de néctar, ya que, por ejemplo, el ave *Phrygilus patagonicus* (comesebo) consume las flores de esta especie en busca de esa sustancia (Chalcoff 2008), aunque en ecosistemas patagónicos, donde la biodiversidad es menor y es menos frecuente encontrar *E. coccineum*, se ha constatado el ramoneo de *Nothofagus spp.* por parte de herbívoros (Martínez-Pastur et al. 1999, Pulido et al. 2000).

6. Conclusiones

Diferencias estadísticamente significativas en supervivencia sólo se observaron a un nivel de significancia del 10%. Únicamente luego de la combinación de tratamientos en grupos se observó diferencias estadísticamente significativas. Plantas establecidas en grupos bi-específicos (coigüe-notro) presentaron significativamente mayores tasas de supervivencia al compararse con hileras. Las tasas de supervivencia en grupos bi-específicos y grupos mono-específicos resultaron similares.

El tratamiento de establecimiento en grupos aleatorios de coigüe, fue el que presentó mayores valores de altura, mostrando además, mayores diámetros (DAC), en el tratamiento en grupos bi-específico se observó los menores valores promedio de DAC. Estos resultados no variaron demasiado al combinar tratamientos. No se encontraron diferencias estadísticamente significativas en cuanto al crecimiento anual (*shoot*), sin embargo, al combinar los tratamientos sí se observaron estas diferencias, siendo las hileras bi-específicas las que presentaron los valores promedio más bajos. Los modelos de crecimiento anual de coigüe ajustados explican sólo 23,86% y 27,64% de la varianza, mientras que los de notro explican un 39,72% y 52,68%. Algunas variables significativas que influirían positivamente sobre el crecimiento serían: Relieve del terreno, Distancia a protección más cercana y Porcentaje de cobertura de especies nativas; mientras que las que afectan el crecimiento de forma negativa serían: Porcentaje de mantillo, Distancia promedio entre individuos y compactación del suelo.

Pese a que el modelo de ramoneo tiene bajo poder de predicción, la variable especie resulta muy significativa, dado que las probabilidades de ramoneo aumentan 14,8 si la especie es notro en lugar de coigüe.

7. Literatura citada

- Aguayo M, A Pauchard, G Azócar & O Parra.** 2009. Land use change in the south central Chile at the end of the 20th century: understanding the spatio-temporal dynamics of the landscape. *Revista chilena de historia natural*, 82(3), 361-374.
- Altamirano A, P Aplin, A Miranda, L Cayuela, A Algar & R Field.** 2013. High rates of forest loss and turnover obscured by classical landscape measures. *Applied Geography*, 40, 199-211.
- Álvarez P. y A Lara.** 2008. Crecimiento de una plantación joven en fajas con especies nativas en la Cordillera de Los Andes de la Provincia de Valdivia. *Bosque* 29 (3) 181-191.
- Arauco.** 2016. Memoria Arauco 2016. 273 p.
- Ashton PMS, S Gamage, IAUN Gunatilleke & CVS Gunatilleke.** 1997. Restoration of a Sri Lankan rainforest: using Caribbean pine *Pinus caribaea* as a nurse for establishing late-successional tree species. *Journal of Applied Ecology*, 915-925.
- Bandy D, D Garrity & P Sánchez.** 1994. El Problema Mundial de la Agricultura de Tala y Quema. Agroforestería en las Américas, Julio-Septiembre 1994. 14-20.
- Bannister JR, ME González, C Little, A Gutierrez, P Donoso, R Mujica, S Müller-Using, A Lara, M Bustamante-Sánchez, A Bannister, A Caracciolo, J Echeverría, J Suarez & C Zambrano.** 2013a. Experiencias de restauración en los bosques nativos del sur de Chile: Una mirada desde la Isla Grande de Chiloé. *Revista Bosque Nativo*, 52, 35-43.
- Bannister JR, RE Coopman, PJ Donoso & J Bauhus.** 2013b. The importance of microtopography and nurse canopy for successful restoration planting of the slow-growing conifer *Pilgerodendron uviferum*. *Forests*, 4(1), 85-103.
- Besoain ME.** 1985. Los suelos. In Tosso T ed. Suelos volcánicos de Chile. Santiago, Chile. INIA. p. 25-107
- Bevington KB & WS Castle.** 1985. Annual root growth pattern of young citrus trees in relation to shoot growth, soil temperature, and soil water content. *Journal of the American Society for Horticultural Science*, 110(6), 840-845.
- Bianchi V.** 1947. Erosión: Cáncer del suelo. Recopilación de datos y estudios hechos en Suiza, Suecia, Canadá, México, Estados Unidos, Perú y Chile. Ministerio de Tierras y colonización, Departamento de Bosques. Imprenta Universitaria. Santiago, Chile. 24 p.
- Borchert R.** 1975. Differences in shoot growth patterns between juvenile and adult trees and their interpretation based on systems analysis of trees. In *Symposium on Juvenility in Woody Perennials* 56 (pp. 123-130).

- Bravo C.** 2014. Lineamientos generales para la aplicación de un proceso de Restauración Ecológica mediante conversión en rodales de Pino Oregón (*Pseudotsuga menziesii* (mirb. Franco) en el Parque Nacional Huerquehue, Región de La Araucanía, Chile. Tesis de magíster. Facultad de Ciencias Agropecuarias y Forestales. Universidad de la Frontera. Temuco, Chile.
- Chalcoff V.** 2008. Variación geográfica en los rasgos florales de *Embothrium coccineum* (Proteaceae) y su relación con los ensambles de polinizadores a ambos lados de los Andes australes. Tesis doctoral. Universidad Nacional del Comahue, Bariloche.
- CONAF.** 1996. Plan de Manejo Reserva Forestal Malalcahuello. Documento de Trabajo n° 243. 150 p.
- CONAF.** 1999. Plan de Manejo Parque Nacional Huerquehue. Documento de Trabajo n° 318. 170 p.
- CONAF.** 2006. Plan de Manejo Parque Nacional Conguillío. Documento de Trabajo n° 405. 51 p.
- CONAF.** 2009. Plan de Manejo Reserva Nacional Coyhaique. Documento de Trabajo n° 525. 204 p.
- CONAF.** 2014. Catastro de los recursos vegetacionales nativos de Chile. Monitoreo de cambios y actualizaciones al año 2013. CONAF, Departamento Monitoreo de Ecosistemas Forestales, Santiago, Chile. 35 p.
- CONAF.** 2016. Responde Of. Ord. N° 379- 2015, de 15 de Diciembre de 2015, de la Comisión de Derechos Humanos y Pueblos Originarios de la Cámara de Diputados, informando sobre antecedentes respecto a la propiedad del Ex Asentamiento Marsella perteneciente al Parque Nacional Conguillío.
- Diario Oficial (Diario Oficial de la República de Chile).** 1974. Decreto de Ley N° 701: Somete los terrenos forestales a las disposiciones que señala. Ministerio de Agricultura. 28 de octubre de 1974. N° 28.988, año XCVII.
- Diario Oficial (Diario Oficial de la República de Chile).** 1980. Ley N° 259: Reglamento del Decreto de Ley N° 701, de 1974, sobre fomento forestal. Ministerio de Agricultura. 30 de octubre de 1980. N° 30.803, año CIII.
- Diario Oficial (Diario Oficial de la República de Chile).** 2008. Ley N° 20.283 de Bosque Nativo.
- Donoso PJ, DP Soto, RE Coopman & S Rodríguez-Bertos.** 2013. Early performance of planted *Nothofagus dombeyi* and *Nothofagus alpina* in response to light availability and gap size in a high-graded forest in the south-central Andes of Chile. *Bosque*, 34(1), 23-32.
- Dunne T, W Zhang & BF Aubry.** 1991. Effects of rainfall, vegetation, and microtopography on infiltration and runoff. *Water Resources Research*, 27(9), 2271-2285.
- Echeverría C, AC Newton, A Lara, JM Rey-Benayas & DA Coomes.** 2007. Impacts of forest fragmentation on species composition and forest structure in the temperate landscape of southern Chile. *Global Ecology and Biogeography*, 16(4), 426-439.

- Elizalde R.** 1968. La sobrevivencia de Chile. La conservación de sus recursos naturales. Ministerio de Agricultura, Servicio Agrícola y Ganadero. El Escudo Impresores Editores Ltda. Santiago, Chile. 492 p
- Escobar B, C Donoso, C Souto, M Alberdi & A Zuñiga.** 2006. *Embothrium coccineum* J.R. et. G. Forster Notro, Notru, Ciruelillo, Treumén, Fosforito. Familia: Proteaceae, en: C. Donoso (ed.), pp. 233- 245. *Las especies arbóreas de los bosques templados de Argentina y Chile, autoecología*. Marisa Cuneo Ediciones, Valdivia.
- Fahrig L.** 2003. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics*, 34, 487-515.
- Fajardo A, & F Piper.** 2015. High foliar nutrient concentrations and resorption efficiency in *Embothrium coccineum* (Proteaceae) in southern Chile. *American journal of botany*, 102(2), 208-216.
- FAO.** 2010. Global forest resource assessment 2010. United Nations Food and Agriculture Organization.
- Fischer A & H Fischer.** 2012. Restoration of temperate forests: an European approach. *Restoration ecology: the new frontier, 2nd edn. Blackwell Publishing Ltd*, 145-160.
- Forbes AS, DA Norton & FE Carswell.** 2015. Artificial canopy gaps accelerate restoration within an exotic *Pinus radiata* plantation. *Restoration Ecology*, 24(3), 336-345.
- Forest Stewardship Council (FSC).** 2014. Pautas de restauración ecológica para cumplir con estándares FSC en Chile. FSC-Chile. 91p.
- Foster D, D Knight & J Franklin.** 1998. Landscape Patterns and Legacies Resulting from Large, Infrequent Forest Disturbances. *Ecosystems* 1(6): 497–510.
- Franklin JF.** 1990. Biological legacies: a critical management concept from Mount St. Helens. In *Trans. North American Wildlands Natural Resource Conference* (Vol. 55, pp. 216-219).
- Fuentes N, P Sánchez, A Pauchard, J Urrutia, L Cavieres & A Marticorena.** 2014. Plantas Invasoras del Centro-Sur de Chile: Una Guía de Campo. Laboratorio de Invasiones Biológicas (LIB), Concepción, Chile.
- Gargaglione V, PL Peri, G Rubio & MA Lázzari.** 2012. Árboles y sotobosque en sistemas silvopastoriles de ñire: ¿Competencia o facilitación por N?. In *Congreso Nacional de Sistemas Silvopastoriles. 2. 2012 05 09-11, 9 al 11 de Mayo de 2012. Santiago del Estero. AR.*
- González M.** 1990. Estudio comparativo de las raíces de las Proteáceas Chilenas cultivadas en el jardín botánico de la Universidad Austral de Chile. Tesis Ing. Forestal, Universidad Austral de Chile, Valdivia, 72 p.

- González R & M Niklitschek.** 2006. Las reformas al D.L. 701 de fomento a la forestación en Chile. Buenas Prácticas en la aplicación de mecanismos de financiamiento para la obtención de Servicios Ambientales de prácticas forestales y agrícolas sostenibles en América Latina y El Caribe. Centro Agronómico Tropical de Investigación y Enseñanza (CATIE). p 73-89.
- González R.** 2010. Econometric Modeling of Land-Use Change in Southern Chile. Tesis Doctoral. Facultad de Ciencias Forestales y Recursos Naturales. Universidad Austral de Chile, Valdivia, 141 p.
- Hernández A, B Langdon & P Ramírez de Arellano.** 2012. Plan de Restauración del Bosque Nativo Arauco. Documento técnico, segunda versión. Gerencia de Desarrollo, Forestal Arauco. 69 p.
- Hobbs R.,** 2001. Synergisms among habitat fragmentation, livestock grazing, and biotic invasions in Southwestern Australia. *Conserv. Biol.* 15, 1522–1528.
- Hosmer D Jr, S Lemeshow & R Sturdivant.** 2013. Applied logistic regression. 3rd edition. John Wiley & Sons. 500p.
- INFOR.** 2011. Anuario Forestal 2011. Boletín Estadístico n° 132, Instituto Forestal, Santiago.
- INFOR.** 2016. Anuario Forestal 2016. Boletín Estadístico n° 154, Instituto Forestal, Santiago.
- Kozlowski TT.** 1971. Growth and development of trees: v. 1 Seed germination, ontogeny, and shoot growth. *New York: London, Academic P. xvi, 443p. (Physiological Ecology Series). Illustrations, bibliography Anatomy and Morphology (KR, 197105324).*
- Lamont B.** 1982. Mechanism for enhancing nutrient uptake in plants with particular reference to Mediterranean South Africa and Western Australia, *The Botanical Review* 48(3): 597-689.
- Lara A, L Araya, J Capella, M Fierro & A Cavieres.** 1989. Evaluación de la destrucción y disponibilidad de los recursos forestales nativos en la VII y VIII región.
- Lara A, C Donoso & J Aravena.** 1997. La conservación del bosque nativo de Chile: problemas y desafíos. *In* Armesto J, C Villagrán, M Arroyo eds. *Ecología de los bosques nativos de Chile.* Santiago, Chile. Editorial Universitaria. 477 p.
- Lara A, D Soto, J Armesto, P Donoso, C Wernli, L Nahuelhual & F Squeo.** (eds.). 2003. Componentes Científicos Clave para una Política Nacional Sobre Usos, Servicios y Conservación de los Bosques Nativos Chilenos. Libro resultante de la Reunión Científica sobre Bosques Nativos realizada en Valdivia, los días 17-18 de julio de 2003. Universidad Austral de Chile. Iniciativa Científica Milenio de Mideplan. 111 pp.
- Lencinas MV, G Martínez Pastur, A Moretto, E Gallo & C Busso.** 2007. Producción diferencial de biomasa en plántulas de *Nothofagus pumilio* bajo gradientes de luz y humedad del suelo. *Bosque (Valdivia)*, 28(3), 241-248.

- López Díaz ML, V Rolo Romero & G Moreno Marcos.** 2009. Variación espacial del pasto herbáceo en la dehesa: interrelación árbol-pasto-matorral. In *Congresos Forestales*.
- Mahncke M.** 1997. Estudio fitosociológico de la vegetación natural en el Parque Nacional Conguillío de la precordillera andina, Región de la Araucanía, Chile (Doctoral dissertation, Tesis). Escuela de Ingeniería Forestal, Universidad de Temuco. Chile. 102 pp.
- Marañón T, R Villar, JL Quero & IP Ramos.** 2005. Análisis del crecimiento de plántulas de *Quercus suber* y *Q. canariensis*: experimentos de campo y de invernadero. *Cuadernos de la Sociedad Española de Ciencias Forestales*, (20).
- Martínez-Pastur G, P Peri, MC Fernández, G Staffieri & D Rodríguez.** 1999. Desarrollo de la regeneración a lo largo del ciclo del manejo forestal de un bosque de *Nothofagus pumilio*: 2. Incidencia del ramoneo de *Lama guanicoe*. *Bosque*, 20(2), 47-53.
- Meneses M.** 1999. Cambios en el uso del suelo y su relación con la expansión de plantaciones en las Regiones VIII y X. Cuadernos del MEFO Nro.2 (Working Paper). Facultad de Ciencias Forestales, Instituto de Manejo Forestal, Universidad Austral de Chile. 18 p.
- Nahuelhual L, A Carmona, A Lara, C Echeverría & ME González.** 2012. Land-cover change to forest plantations: proximate causes and implications for the landscape in south-central Chile. *Landscape and urban planning*, 107(1), 12-20.
- OMNR.** 2003. Silviculture Guide to manage Spruce, Fir, Birch and Aspen Mixedwoods in Ontario's Boreal Forest. Version 1.0. Ont. Min. Nat. Resour., Queen's Printer for Ontario. 382 pp.
- Otavo E.** 1984. Extracción de troza mediante bueyes y tractores agrícolas. Roma. FAO. 104 p. (Estudio FAO Montes, 49).
- Otero L, A Contreras & A Barrales.** 1994. Efectos ambientales de diferentes tipos de cortas en bosque nativo. El caso de las cortas de protección en fajas. *Ciencia e Investigación Forestal*, 8(1), 87-118.
- Parker WC, DC Dey, SG Newmaster, KA Elliott & E Boysen.** 2001. Managing succession in conifer plantations: converting young red pine (*Pinus resinosa* Ait.) plantations to native forest types by thinning and underplanting. *The Forestry Chronicle*, 77(4), 721-734.
- Peña D.** 1993. Estadística, modelos y métodos: Fundamentos 2. Modelos lineales y series temporales. Alianza Editorial.
- Peralta M.** 1975. Ecología y silvicultura del bosque nativo chileno. Suelos. Facultad de Ciencias Forestales. Universidad de Chile, Santiago. 35 p. (Boletín Técnico N° 31).
- Piper F, G Baeza, A Zúñiga-Feest & A Fajardo.** 2013. Soil nitrogen, and not phosphorus, promotes cluster-root formation in a South American Proteaceae, *Embothrium coccineum*. *American*

journal of botany, 100(12), 2328-2338.

- Pollmann W.** 2003. Stand structure and dendroecology of an old-growth *Nothofagus* forest in Conguillio National Park, south Chile. *Forest Ecology and Management*, 176: 87-103
- Pulido FJ, B Díaz & G Martínez-Pastur.** 2000. Incidencia del ramoneo del guanaco (*Lama guanicoe* Müller) sobre la regeneración temprana en bosques de lenga [*Nothofagus pumilio* (Poepp et Endl) Krasser] de Tierra del Fuego, Argentina. *Forest Systems*, 9(2), 381-394.
- R Core Team.** 2016. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <https://www.R-project.org/>.
- Ramírez C, E Valenzuela & C San Martín.** 2005. Nuevos antecedentes sobre desarrollo temprano, morfología y anatomía de las raíces proteiformes de *Gevuina avellana*. *Agro Sur*. 32, 33–44.
- Saha S, C Kuehne, U Kohnle, P Brang, A Ehring, J Geisel, B Leder , M Muth, R Petersen , J Peter, W Ruhm & J Bauhus.** 2012 . Growth and quality of young oaks (*Quercus robur* and *Quercus petraea*) grown in cluster plantings in central Europe: A weighted meta-analysis. *Forest Ecology and Management*, 283, 106-118.
- Saha S, C Kuehne & J Bauhus.** 2016. Lessons learned from oak cluster planting trials in central Europe. *Canadian Journal of Forest Research*, 47(999), 139-148.
- Sanhueza A, M Bourke, H Grosse, I Chacón & P Álvarez.** 1998. Cultivo del pino oregón. Programa de Diversificación Forestal. Corporación Nacional Forestal. 106 p.
- SERRA, M.** 1987. Dendrología de coníferas y otras gimnospermas. Apuntes docentes 2. Departamento de Silvicultura. Facultad de Ciencias Agrarias y Forestales. Universidad de Chile. Santiago, Chile. 264 p.
- Siebert H., S von Einsiedel & A Freiin Truchsess.** 2003. Mejoramiento de la calidad fustal en plantaciones de *Pseudotsuga menziesii* al crecer en asociación con *Acacia melanoxylon*. *Bosque*, 24(3), 75-83.
- Simberloff D, MA Núñez, NJ Ledgard, A Pauchard, DM Richardson, M Sarasola, B van Wilgen, S Zalba, R Zenni, R Bustamante, E Peña & S Ziller.** 2010. Spread and impact of introduced conifers in South America: lessons from other southern hemisphere regions. *Austral Ecology*, 35(5), 489-504.
- Smith-Ramírez C, ME González, C Echeverría & A Lara.** 2015. Estado actual de la restauración ecológica en Chile, perspectivas y desafíos: Current state of ecological restoration in Chile: Perspectives and challenges. In *Anales del Instituto de la Patagonia* (Vol. 43, No. 1, pp. 11-21). Universidad de Magallanes.
- Soto D, D Jacobs, C Salas, P Donoso, C Fuentes & K Puettmann.** 2016. Light and nitrogen interact

- to influence regeneration in old-growth *Nothofagus*-dominated forests in south-central Chile. *Forest Ecology and Management*, 384, 303-313.
- Valladares F.** 2006. La disponibilidad de luz bajo el dosel de los bosques y matorrales ibéricos estimada mediante fotografía hemisférica. *Ecología*, 20, 11-30.
- Vargas R, SM Gärtner, E Hagen & A Reif.** 2013. Tree regeneration in the threatened forest of Robinson Crusoe Island, Chile: The role of small-scale disturbances on microsite conditions and invasive species. *Forest ecology and management*, 307, 255-265.
- Wienstroer M, H Siebert & B Müller-Using.** 2003. Competencia entre tres especies de *Nothofagus* y *Pseudotsuga menziesii* en plantaciones mixtas jóvenes, establecidas en la precordillera andina de Valdivia. *Bosque*, 24(3), 17-30.
- WWF.** 2011. Informe de comentarios y recomendaciones: Evaluación formal para la certificación de manejo forestal FSC de Forestal Mininco S.A. 10 p.
- Yaitul V.** 2013. Análisis estadístico de los efectos de la proporción de ceros en el ajuste de modelos de regresión logística. Tesis de magíster. Facultad de Ciencias Agropecuarias y Forestales Universidad de la Frontera. Temuco, Chile.
- Zamorano-Elgueta C, L Cayuela, M González-Espinosa, A Lara & MR Parra-Vázquez.** 2012. Impacts of cattle on the South American temperate forests: Challenges for the conservation of the endangered monkey puzzle tree (*Araucaria araucana*) in Chile. *Biological conservation*, 152, 110-118.
- Zamorano-Elgueta C, JM Rey-Benayas, L Cayuela, S Hantson & D Armenteras.** 2015. Native forest replacement by exotic plantations in southern Chile (1985–2011) and partial compensation by natural regeneration. *Forest Ecology and Management*, 345, 10-20.
- Zerbe S.** 2002. Restoration of natural broad-leaved woodland in Central Europe on sites with coniferous forest plantations. *Forest Ecology and Management*, 167(1), 27-42.

8. Anexos

Anexo 1. Tabla con las variables medidas en el estudio, separadas por categorías.

Variables a nivel de individuos	Variables a nivel de tratamiento
Altura total (cm)	Biofísicas
Diámetro a la altura del cuello (mm)	Distancia lineal a protección más cercana (m)
Vitalidad (0-20% follaje muerto, 20-80%, > 80% follaje muerto)	Porcentaje de supervivencia (%)
<i>Shoot</i> (cm)	Pendiente (%)
Ramoneo (Sí/No)	Exposición (°)
	Compactación del suelo (alta, media, baja)
	Micro-sitio
	Porcentaje de suelo mineral (%)
	Porcentaje de restos leñosos (%)
	Porcentaje de exóticas/nativas (%)
	Cantidad de pino oregón (0, 1, 2, 3, 4, 5)
	Porcentaje de mantillo (%)
	Relieve del terreno (Cóncavo, convexo, plano)
	Distancia promedio entre individuos (cm)

Anexo 2. Mapa con los puntos de muestreo del ensayo.

