

Plantación en grupos versus hileras como estrategia de restauración activa tras tala rasa de una plantación forestal del centro-sur de Chile

Bárbara Muñoz-Flores^{1,2,3}

¹Laboratorio de Ecosistemas y Bosques, Departamento de Ciencias Forestales, Facultad de Ciencias Agropecuarias y Medioambiente, Universidad de La Frontera, Temuco, Chile.

²Centro Nacional de Excelencia para la Industria de la Madera (CENAMAD), Pontificia Universidad Católica de Chile, Santiago, Chile.

³Programa de Magister en Manejo de Recursos Naturales, Facultad de Ciencias Agropecuarias y Medioambiente, Universidad de la Frontera, Temuco, Chile.

Resumen

La restauración de bosques naturales sustituidos por plantaciones exóticas ha cobrado creciente interés ante la pérdida global de biodiversidad. Sin embargo, en Chile, la evidencia empírica sobre reconversión de plantaciones es limitada. En 2015, tras la tala rasa de un rodal de *Pseudotsuga menziesii* en la Región de La Araucanía, se estableció un ensayo de restauración con el objetivo de comparar distintos arreglos de plantación con especies nativas. Estos consistieron en hileras y grupos monoespecíficos de *Nothofagus dombeyi* (MR y MG), e hileras y grupos bi-específicos de *N. dombeyi* y *Embothrium coccineum* (BR y BG). Se midió la supervivencia, crecimiento (en altura y diámetro a la altura del cuello) y estabilidad (ht/dac) de los individuos a dos, cuatro y ocho años desde el establecimiento. A los ocho años, se evaluó la regeneración arbórea e invasión de *P. menziesii*, junto a la riqueza, cobertura, diversidad y composición florística (analizada mediante Escalamiento Multidimensional No Métrico (NMDS) y test PERMANOVA). Esto se contrastó con un bosque nativo y un rodal de *P. menziesii* como sitios de referencia. La supervivencia de individuos no difirió entre tratamientos; las hileras mostraron mayor estabilidad y MR el mayor crecimiento en dac. MG y BR presentaron mayor riqueza de nativas y exóticas, mientras que MG y BG mostraron mayor cobertura nativa; sin diferencias en diversidad. Las especies plantadas dominaron la regeneración nativa y la re-invasión de *P. menziesii* alcanzó un 49%. Todos los tratamientos difirieron composicionalmente de ambos sitios de referencia, siendo MG el más cercano a NF. Estos resultados sugieren que aunque las hileras destacan en estabilidad y los grupos favorecen una mayor cobertura nativa, la persistencia de *P. menziesii* demandará un manejo activo independientemente del tratamiento.

Agradecimientos: ANID BASAL FB210015 (CENAMAD).

Palabras clave: Plantación forestal, supervivencia, crecimiento, especies nativas, restauración ecológica, *Pseudotsuga menziesii*.

Introducción

La transformación y pérdida de ecosistemas a gran escala a causa del cambio global ha alcanzado un nivel sin precedentes (IPBES 2019). Los bosques se encuentran entre los ecosistemas más afectados, con un marcado declive a nivel mundial que amenaza el desarrollo sostenible (FAO 2021; Wei et al. 2023). Ante este escenario, las plantaciones forestales se han consolidado como una alternativa clave para satisfacer la creciente demanda de productos madereros (Kanninen 2010; Payn et al. 2015). Sin embargo, su manejo intensivo suele simplificar los atributos estructurales y funcionales de los ecosistemas forestales, resultando en una menor biodiversidad (Braun et al. 2017; Wang et al. 2022), provisión de servicios ecosistémicos (Malkamäki et al. 2018; Promis 2020) y resiliencia ante perturbaciones en comparación con los bosques nativos (Sánchez-Salguero et al. 2013; Feng et al. 2023). Incluso, su expansión ha impulsado la sustitución directa de bosque nativo en diversas regiones (Fitzherbert et al. 2008; Lapola et al. 2014).

En Chile, la cobertura de la ecorregión de los bosques valdivianos (35°–43° 30' S), considerada parte de un *Hotspot* de biodiversidad global (Myers et al. 2000), se ha reducido en un 51% entre 1550 y 2007 debido al cambio de uso de suelo (Lara et al. 2012). Desde 1974, gran parte de este proceso ha sido impulsado por la expansión de plantaciones forestales en el centro-sur del país (Lara et al. 2012; Salas-Eljatib et al. 2016), las que sustituyeron cerca de 400 mil ha de bosque nativo entre 1986 y 2011 (Heilmayr et al. 2016). Actualmente, estas plantaciones cubren alrededor de 3.1 millones de ha en Chile, dominadas por *Pinus radiata* y *Eucalyptus spp.*, junto a otras especies como *Pseudotsuga menziesii* (CONAF 2025). Los rodales, principalmente monoespecíficos y coetáneos, son cosechados mediante tala rasa (Frêne

& Núñez-Ávila 2010; Salas-Eljatib et al. 2016), práctica que altera severamente los procesos hídricos y edáficos al eliminar la cobertura arbórea (Cesonienė et al. 2019; Janeczko et al. 2024).

Debido a estos impactos, las demandas sociales y compromisos de certificación han impulsado la restauración de bosques reemplazados por plantaciones forestales (PFSC 2018; FSC 2022). No obstante, las condiciones de estrés post-tala rasa pueden restringir la regeneración natural y comprometer el éxito de la regeneración asistida (Bowd et al. 2023; Kremer et al. 2024). A esto se suma la alta invasividad de ciertas especies utilizadas en plantaciones, tales como *P. menziesii* (Simberloff et al. 2010; Orellana & Raffaele 2010), la que pueden persistir a través del banco de semillas y de fuentes de propágulos cercanas, compitiendo agresivamente con la vegetación nativa (Acheritobehere & Orellana 2016; Langdon et al. 2023; Fuentes-Ramírez et al. 2024), haciendo necesario la búsqueda de estrategias más eficaces para restablecer la cobertura arbórea.

Una estrategia prometedora es la nucleación aplicada o plantación en grupos, la cual imita el proceso de nucleación natural, donde la vegetación se establece en parches que se expanden y facilitan la colonización de otras especies (Reis et al. 2010; Corbin & Holl 2012). Popularizada en Europa a partir de 1970 (Saha et al. 2017), esta estrategia es más económica que la plantación tradicional en hileras (Skiadaresis et al. 2016; Holl et al. 2020) y ofrece un mayor control sobre la composición futura del bosque que la restauración pasiva (Saha et al. 2013). Asimismo, puede favorecer una mayor supervivencia y diversidad de especies en etapas iniciales de establecimiento, cuando las condiciones microclimáticas son más severas (Bertoncello et al. 2016; Będkowski et al. 2021). Complementariamente, la transición hacia plantaciones forestales mixtas en reemplazo de los monocultivos ha cobrado un creciente interés para aumentar la productividad y resiliencia de las plantaciones (Forest Europe 2020; Pardos et al. 2021). Se ha

demostrado que la mezcla de especies potencia el desempeño individual y la optimización de recursos mediante la complementariedad de nichos (Feng et al. 2022), generando estructuras más heterogéneas que favorecen la diversidad (Wang et al. 2019; Kremer et al. 2025) y proveen hábitat para la flora y fauna del sotobosque (Kelty 2006; Liu et al. 2018).

Pese al creciente interés en estas estrategias, ambas han mostrado resultados de desempeño contrastantes según el contexto ecológico (Cole et al. 2010; Holl et al. 2011; Manhães et al. 2024) y tampoco se han evaluado sus efectos combinados sobre el éxito de la restauración. A nivel regional, su aplicación en los bosques templados de Sudamérica ha sido poco estudiada (Kremer et al. 2025). En Chile, la mayoría de las iniciativas de restauración se han desarrollado a pequeña escala (1-2 ha), con un enfoque experimental incipiente y en estudios de corto plazo (Smith-Ramírez et al. 2015; Bannister et al. 2016; Bannister, Vargas-Gaete, et al. 2018). Esta brecha de conocimiento justifica implementar y evaluar estos esquemas en condiciones específicas, para determinar su efectividad tanto para el desempeño como para la recuperación de la biodiversidad.

Este estudio evalúa esquemas de plantación en grupos e hileras a gran escala, bajo composiciones mono y bi-específicas de *Nothofagus dombeyi* (Mirb.) Oerst. y *Embothrium coccineum* J.R. Forst. & G. Forst., establecidos tras la cosecha de una plantación de *P. menziesii* en el Parque Nacional Conguillío, Región de La Araucanía. Los objetivos son: (i) evaluar la supervivencia y el desempeño de los individuos plantados en términos de crecimiento y estabilidad tras dos, cuatro y ocho años desde la plantación; (ii) tras ocho años, cuantificar la regeneración natural e invasión de *P. menziesii*; y (iii) analizar la riqueza, diversidad, cobertura y composición de plantas vasculares, contrastando con un bosque nativo de referencia y una plantación de *P. menziesii* como condición pre-cosecha. Los resultados aportan evidencia

empírica para el diseño, implementación y monitoreo de metodologías de restauración post-tala rasa en ecosistemas templados del centro-sur de Chile.

Métodos

Área de estudio

El área de estudio se sitúa entre los 1.005 y 1.070 m s.n.m. en el sector Marsella, un predio de 5.463 ha, ubicado a 17 km de la localidad de Cherquenco, en la comuna de Vilcún, Región de La Araucanía (38°43'S, 71°51'W; Fig. 1). El sector forma parte del Parque Nacional Conguillío, un área protegida de 60.831 ha, a la cual fue incorporado en 1987 (CONAF 2006). El clima es templado-cálido, con una temperatura media mensual que fluctúa entre 7,6°C y 15,1°C, y una precipitación media anual de 2500-3000 mm (Pollman 2003). Los suelos se clasifican como andosoles derivados de depósitos piroclásticos o de lava, compuestos por horizontes orgánicos delgados y carentes de estructura desarrollada (Besoain 1985; Pollman 2003). De acuerdo a la clasificación de Donoso (1981), los tipos forestales predominantes en el lugar son *Nothofagus obliqua* - *Nothofagus alpina* - *Nothofagus dombeyi* (Roble-Raúl-Coihue) y *N. dombeyi* - *N. alpina* - *Laureliopsis philippiana* (Coihue-Raúl-Tepa) (CONAF 2014, 2025).

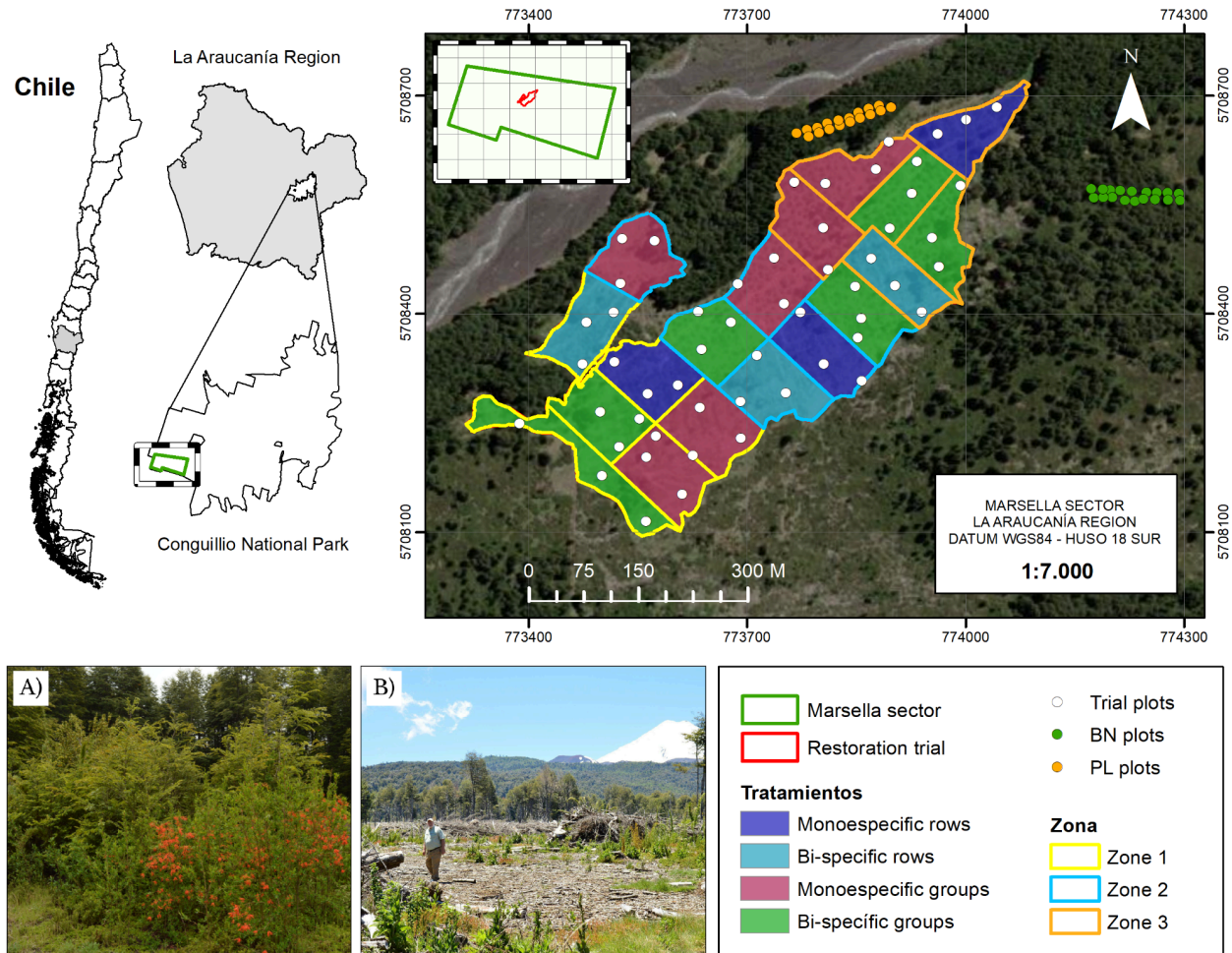


Figure 1. Map showing the location of the study area in the Marsella sector, within Conguillío National Park, Araucanía Region. The experimental design illustrates the layout of the post-clear-cutting treatments for *P. menziesii*, distributed across three zones. The monitoring plots for the experiment are indicated, as well as the plots in the native reference forest (NF) and the plantation (FP). (A) Regeneration and natural clustering of *N. dombeyi* and *E. coccineum* in the Marsella sector; (B) Photograph from November 2016, approximately one year after the establishment of the trial following clear-cutting of *P. menziesii*.

Antes de su incorporación al Parque Nacional Conguillío, el sector Marsella fue objeto de sucesivas explotaciones madereras por parte de propietarios privados (CONAF 2006; Pérez et al. 2017), durante las cuales se extrajeron especies nativas de alto valor comercial. Entre 1971 y 1972, se plantaron en el sector aproximadamente 200 ha de *Pseudotsuga menziesii* (Mirb.) Franco (pino oregón) con fines productivos; las que pasaron posteriormente a formar parte del área protegida sin ser cosechadas (CONAF 2006). Debido al alto potencial invasor de *P.*

menziesii (Orellana & Raffaele 2010; Fuentes-Ramírez et al. 2024), estos rodales exóticos se transformaron en un riesgo para la integridad del ecosistema, justificando su reconversión hacia bosque nativo.

Diseño experimental

En octubre de 2015 se estableció un ensayo de restauración de 17,3 ha en el sector centro-norte del sector Marsella, tras la tala rasa de un rodal de 44 años de *Pseudotsuga menziesii*, efectuada entre enero y marzo del mismo año (Fig. 1B). El objetivo del ensayo fue acelerar el restablecimiento de la cobertura arbórea post-tala rasa, mediante la implementación y evaluación de distintos esquemas de plantación con especies nativas (Llanquilef 2017; Briones 2024).

En base a las especies arbóreas presentes en el área, su autoecología y la disponibilidad de plantas en vivero, se seleccionaron *Nothofagus dombeyi* (coihue, Familia: Nothofagaceae) y *Embothrium coccineum* (notro, Proteaceae) para su establecimiento. Ambas son especies siempreverdes, pioneras e intolerantes a la sombra, características de los bosques templados de Sudamérica (Donoso 2006); las cuales se encuentran de forma natural y abundante dentro del sector Marsella (Fig. 1A). *N. dombeyi* se distribuye en Chile entre los 33° y 48° S, alcanzando una altura de hasta 50 m y 3 m de diámetro (García & Ormazabal 2008). Por su parte, *E. coccineum* se extiende desde los 35° y 56° S, alcanzando hasta 15 m de altura y 30 cm de diámetro (Escobar et al. 2006). Pese a su menor tamaño, *E. coccineum* destaca por su alta capacidad de rebrote y por favorecer la liberación de fósforo por medio de sus raíces proteoides (Escobar et al. 2006; Lambers et al. 2012). Este rasgo funcional la hace una colonizadora eficiente en sustratos volcánicos jóvenes como los de Marsella, que se caracterizan por una baja

disponibilidad de P; lo cual puede facilitar su desempeño temprano, así como el de especies vecinas (Delgado et al. 2021).

Las plantas se establecieron en cuatro tratamientos: Hileras monoespecíficas de *N. dombeyi* (MR); Hileras bi-específicas de *N. dombeyi* y *E. coccineum* (BR); Grupos monoespecíficos de *N. dombeyi* (MG); y Grupos bi-específicos de *N. dombeyi* y *E. coccineum* (BG). La superficie del ensayo de 17,3 ha se subdividió en 18 bloques experimentales de aproximadamente 1 ha cada uno. En seis de estos bloques se establecieron tratamientos en hileras (MR y BR, con tres réplicas cada uno), mientras que en los 12 restantes se aplicaron tratamientos en grupos (MG y BG, con seis réplicas cada uno). Las unidades se distribuyeron en tres zonas (Z1, Z2 y Z3) con orientación suroeste a noroeste, donde cada zona contó con cuatro réplicas de tratamientos en grupos y dos réplicas de hileras, asegurando una distribución balanceada de los tratamientos en el área de estudio. El mayor número de réplicas en los tratamientos en grupo responde a una modificación del diseño inicial, en el que se distinguían subcategorías de agrupación que posteriormente fueron descartadas del análisis.

En los tratamientos en hileras, los individuos se plantaron siguiendo un esquema tradicional de espaciamiento regular 3 x 2 m, con una densidad total de 1667 ind/ha (Fig. 2). En los tratamientos en grupos se establecieron 80 núcleos de 21 individuos cada uno, con un distanciamiento interno de 0.7 a 0.8 m entre plantas, y una distancia aproximada de 11 m entre centros de grupo, alcanzando una densidad de 1680 ind/ha. En los tratamientos bi-específicos (BR y BG), las especies se dispusieron de forma intercalada; donde cada núcleo contó con 12 individuos de *N. dombeyi* y 9 de *E. coccineum*.

El material vegetal, proveniente de semillas de la zona cordillerana de la Región de La Araucanía, fue producido en el Vivero Piedra del Águila, Mauricio Leonelli, comuna de Angol.

Se utilizaron plantas de 1:0 años de edad, producidas a raíz desnuda o *Speedling*, las cuales fueron tratadas por medio de fertilizantes de especialidad de lenta entrega: Multicote 8 meses 8% Nitrógeno, 36% Fósforo, 4% Potasio 2% Boro en una dosis de 30 gramos por planta. Previamente, el sitio fue habilitado mediante el ordenamiento manual de desechos en fajas distanciadas cada seis metros, realizando además una preparación manual de casillas.

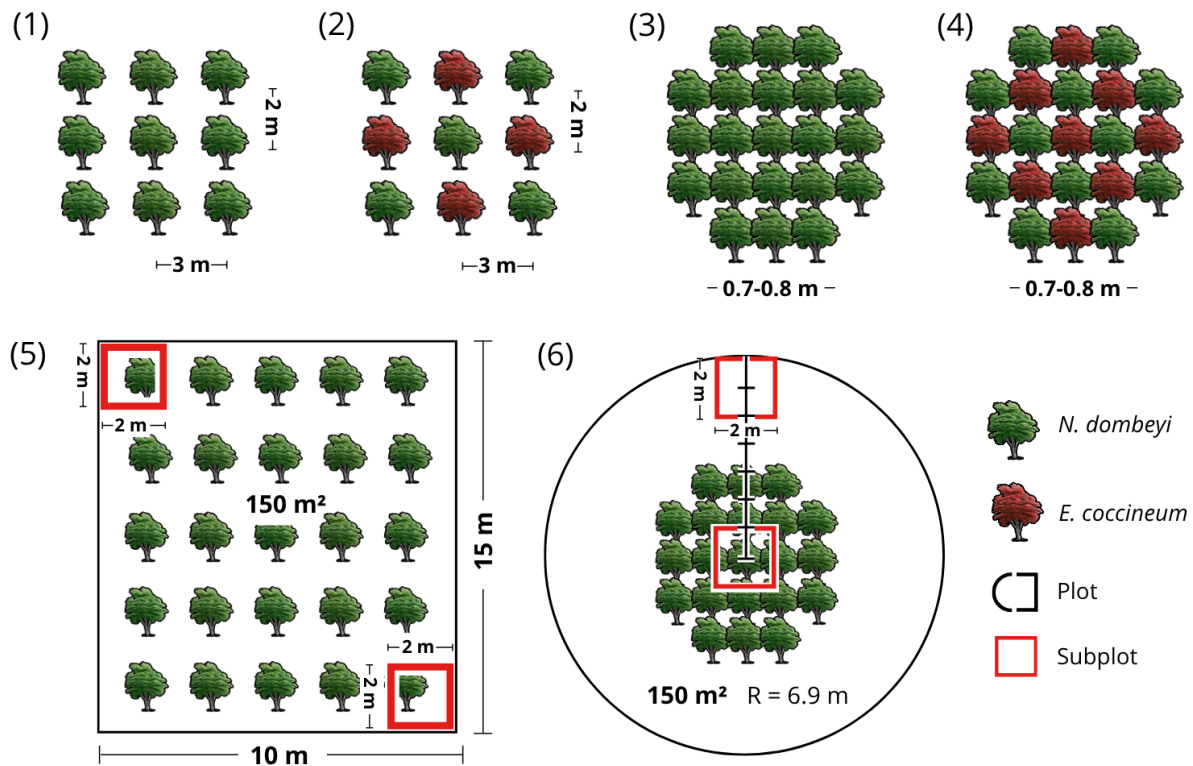


Figure 2. Treatments and monitoring plots established in the Marsella site restoration trial. (1) Monospecific row of *N. dombeyi*; (2) Bi-specific row of *N. dombeyi* and *E. coccineum*; (3) Monospecific clump of *N. dombeyi*; (4) Bi-specific group of *N. dombeyi* and *E. coccineum*; (5) Row monitoring plots; and (6) Group monitoring plots. Adapted from Saha et al. (2012, 2013).

Colecta de datos

El monitoreo se llevó a cabo mediante tres parcelas permanentes (10 x 15 m) en cada uno de los 18 bloques experimentales ($n = 54$; Fig. 2). Para las hileras se utilizaron parcelas rectangulares de 10 x 15 m ($n = 18$), mientras que para los grupos se emplearon parcelas circulares de 6.9 m de radio ($n = 36$). En cada parcela se evaluó en marzo de 2017, marzo de 2019 y septiembre de 2023 el número de individuos vivos, su altura total (Ht, m) y diámetro a la altura del cuello (dac, cm). Adicionalmente, en 2023 (*i.e.*, ocho años y ocho meses post-tala rasa) se cuantificó la regeneración arbórea, estratificada en distintas categorías de altura (< 0.5 m; 0.5-2 m; > 2 m). Como variables de sitio, en cada parcela se midió: (a) altitud (m s.n.m.), (b) pendiente (%) y (c) exposición.

En cada parcela principal se establecieron dos subparcelas (2 x 2 m), las que se posicionaron en los extremos opuestos en caso de las hileras, mientras que en los grupos se ubicaron en el centro y borde interior de la circunferencia, respectivamente. En dichas unidades, se evaluó en 2023 la riqueza, diversidad y cobertura de plantas vasculares, estimada mediante la escala de Braun-Blanquet (1932). Estas variables se contrastaron con dos sitios de referencia cercanos, mediante el establecimiento de 18 parcelas adicionales: nueve en bosque nativo adulto (NF) y nueve en una plantación remanente de *P. menziesii* (FP) de ~50 años, para representar la condición pre-cosecha. Como variables de micrositio se estimó en cada subparcela y se imputó a la parcela principal: (a) la cobertura porcentual de restos leñosos, suelo mineral y mantillo; (b) forma del terreno (convexa, recta o cóncava); (c) transmitancia de radiación total estimada a partir de una fotografía hemisférica tomada en el centro de la subparcela a 0.5-0.7 m sobre el suelo (Fournier & Hall 2017); y (d) distancia al legado biológico más cercano (*i.e.*, árboles vivos o muertos), al bosque nativo y a la plantación adulta de *P. menziesii* aledaños.

Análisis de datos

La supervivencia se estimó como la proporción entre el número de individuos vivos y el número inicial de individuos establecidos por unidad experimental (21 individuos en grupos y 25 en hileras), expresada en porcentaje. El desempeño de los individuos plantados se evaluó mediante el crecimiento en altura total (Ht, m) y diámetro a la altura del cuello (dac, cm), así como el índice de esbeltez (Ht/dac). El crecimiento anual se estimó a partir de la diferencia entre las medianas de Ht y dac por parcela entre los años 2017 y 2023, dividido por el período de crecimiento (6.5 años).

Análisis estadísticos

Todos los análisis estadísticos se realizaron en el software R v 4.5.1 (R Core Team 2025). La normalidad de las variables se evaluó mediante la prueba de Shapiro-Wilk (Zar 2010). La evaluación de diferencias significativas para variables con distribución normal se realizó mediante un análisis de varianza (ANOVA), seguido de la prueba de comparación múltiple de Tukey (HSD; Zar 2010). En el caso de variables que no cumplieron con el supuesto de normalidad, se emplearon Kruskal-Wallis y la prueba *post-hoc* de Dunn para comparaciones múltiples con ajuste de Bonferroni (Legendre & Legendre 2012).

La riqueza de especies nativas y exóticas se comparó entre tratamientos y sitios de referencia mediante curvas de rarefacción de especies basadas en el número de muestras (Gotelli & Colwell 2001), agrupando las especies según su origen biogeográfico. La diversidad se estimó mediante el índice de Shannon-Wiener (Motz et al. 2010). Para evaluar diferencias en la composición florística, se construyó una matriz de disimilitud de Bray–Curtis a partir de la

información de cobertura (McCune & Grace 2002). Los patrones composicionales se exploraron mediante un Escalamiento Multidimensional No Métrico (NMDS; McCune & Grace 2002) y las diferencias estadísticas se evaluaron con PERMANOVA (Anderson et al. 2008; 999 permutaciones, $P < 0.05$). Finalmente, la relación de la composición florística con variables de sitio y micrositio se evaluó mediante *envfit*, mientras que la cobertura de especies nativas y de *P. menziesii* se representó con isolíneas mediante *ordisurf*, ambas funciones del paquete *vegan* (Oksanen et al. 2022).

Resultados

Caracterización del sitio

Las variables de sitio y micrositio evaluadas no mostraron diferencias significativas entre tratamientos (Tabla Suplementaria 1), con excepción de la menor distancia de MG a FP. La caracterización completa del sitio se presenta en el material suplementario.

Supervivencia

De los 1206 individuos monitoreados en el ensayo, la supervivencia alcanzó un 63% tras 17 meses desde la plantación (2017), disminuyendo a 57.1% tras 41 meses (2019) y a 52.4% tras 95 meses (2023; Fig. 3). No se observaron diferencias significativas entre tratamientos, ni al contrastar según la configuración espacial (grupos vs. hileras) ni la composición de especies (monoespecíficos vs. bi-específicos). No obstante, los tratamientos en grupo y bi-específicos mostraron una tendencia consistente hacia una mayor supervivencia durante el período de estudio (Fig. 4).

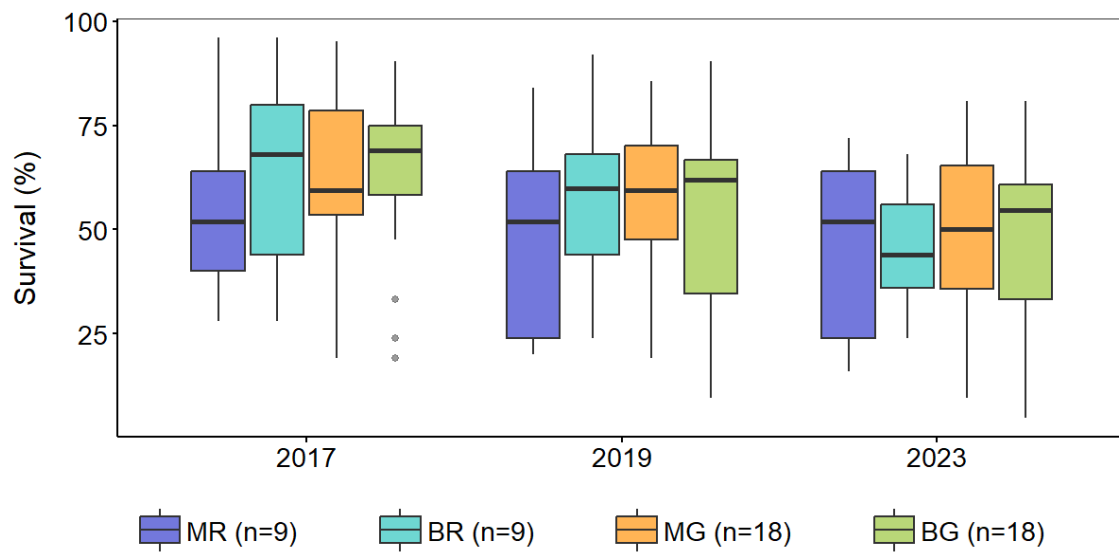


Figure 3. Survival rate (%) of planted individuals by treatment in 2017, 2019, and 2023. MR= Monospecific rows, BR= Bi-specific rows, MG= Monospecific groups, BG= Bi-specific groups.

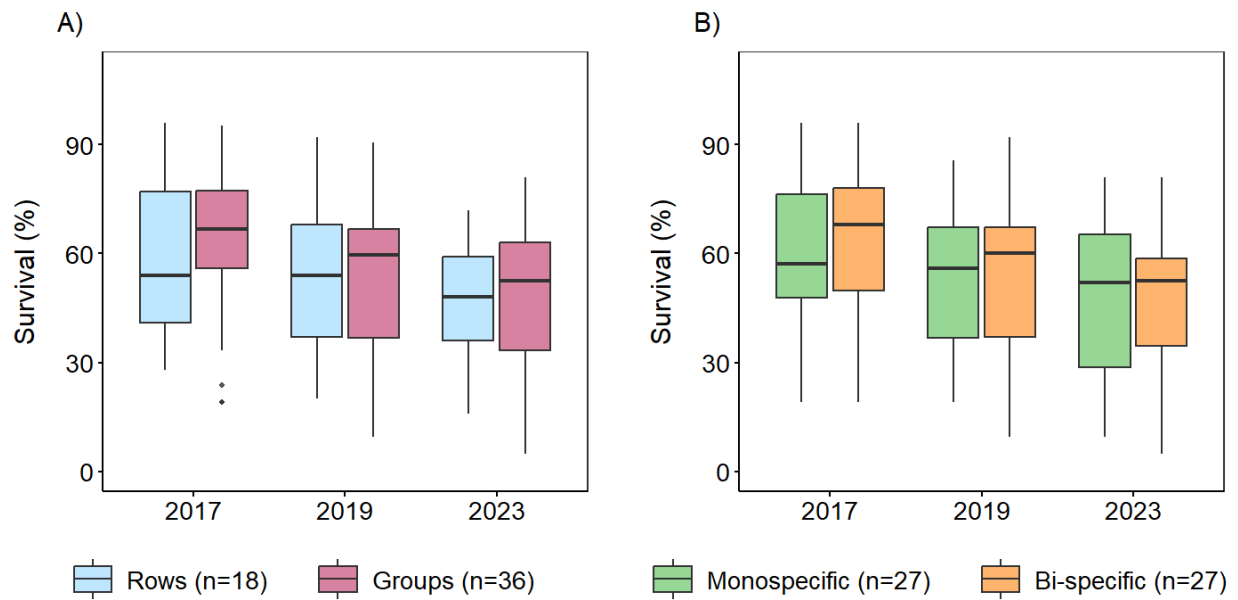


Figure 4. Survival rate (%) of individuals planted in 2017, 2019, and 2023. (A) Spatial arrangement (rows vs. groups) and (B) species composition (monospecific vs. bi-specific).

Desempeño

Los tratamientos no mostraron diferencias significativas en la altura en ninguno de los años monitoreados (Fig. S1). Sin embargo, en 2023 se observaron diferencias significativas en el dac, donde MR alcanzó la mediana más alta (12.3 cm), superando significativamente a MG (8.9 cm) y BG (7.7 cm; Tabla 1). En cuanto al índice de esbeltez (Ht/dac), las hileras fueron superadas significativamente por ambos grupos (MG y BG). Respecto a la tasa de crecimiento anual, aunque no se detectaron diferencias significativas en la altura, MR mantuvo los valores más altos de incremento en dac (1.7 cm/año; Fig. 5).

Table 1. Survival and growth parameters of *N. dombeyi* and *E. coccineum* under different planting schemes, after eight years (2015–2023). The values represent the median [min-max] of survival, height, DBH, and slenderness ratio as of 2023; and the median annual growth rate. DBH = Diameter at Breast Height; SR = Slenderness Ratio; AR = Annual Growth Rate. MR= Monospecific rows, BR= Bi-specific rows, MG= Monospecific groups and BG= Bi-specific group.

Treatment	Survival (%)	Height (m)	DAC (cm)	Slenderness	Height growth rate (m/yr)	Collar diameter rate (cm/yr)
MR	52 ^a [24-64]	5.0 ^a [2.5-6.8]	12.3 ^a [6.1-21.2]	40.2 ^b [23.8-77.6]	0.6 ^a [0.4-0.7]	1.7 ^a [1-1.8]
BR	44 ^a [36-56]	4.1 ^a [0.6-7.1]	8.5 ^{ab} [3.1-23.5]	43.7 ^b [7.3-86.4]	0.5 ^a [0.2-0.6]	1.1 ^b [0.6-1.9]
MG	50 ^a [36-66]	4.8 ^a [0.6-9]	8.9 ^b [1.1-19]	55.3 ^a [15-367]	0.5 ^a [0.1-0.7]	1.1 ^b [0.2-1.4]
BG	55 ^a [33-61]	4.4 ^a [1.0-7.2]	7.7 ^b [2-18.9]	54.2 ^a [14.5-162]	0.5 ^a [0.2-0.7]	1.0 ^b [0.4-1.4]

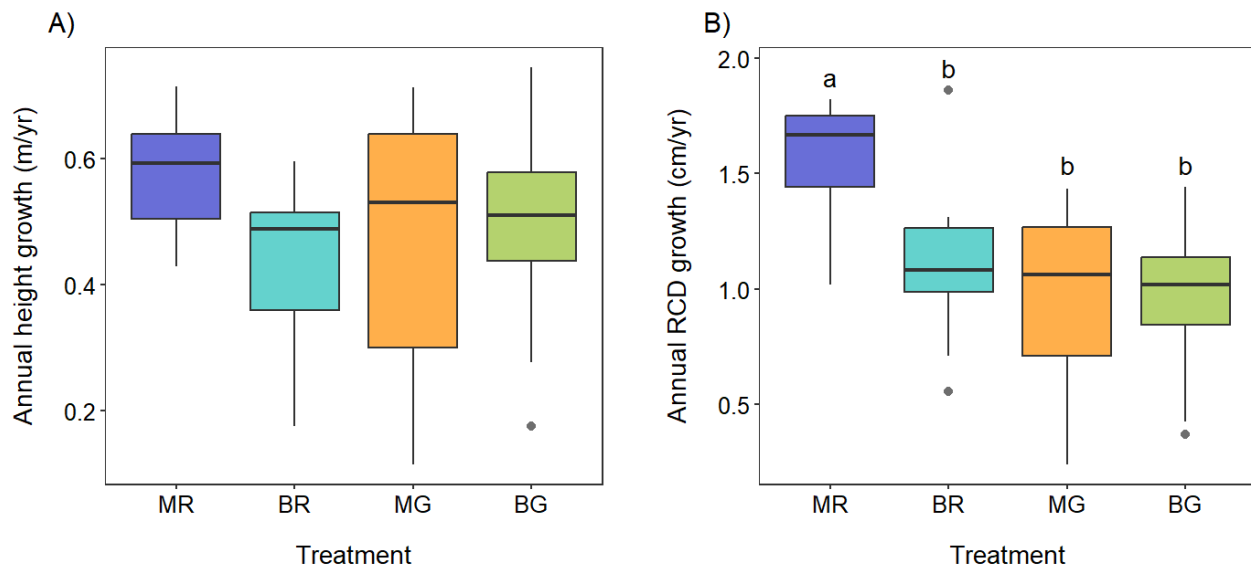


Figure 5. Annual growth in (A) height (m yr^{-1}) and (B) root collar diameter (RCD; m yr^{-1}) between 2017 and 2023, by treatment.

Regeneración arbórea e invasión de *P. menziesii*

Tras ocho años de establecida la plantación (2023), la densidad de regeneración arbórea en los tratamientos alcanzó 700 ind/ha, compuesta en un 51% por seis especies nativas y en un 49% por individuos de la exótica *P. menziesii* (Fig. 6). No se detectaron diferencias significativas en la densidad de regeneración entre tratamientos (Tabla 2), incluso al estratificar según rangos de altura (Tabla S2). Sin embargo, al excluir las especies plantadas, los grupos tendieron a reclutar una mayor riqueza de nativas que las hileras (MG = 4, BG = 3, BR = 2, MR = 1) y a presentar una mayor abundancia relativa de *P. menziesii*, aunque sin diferencias significativas. En conjunto, *N. dombeyi*, *E. coccineum* y *P. menziesii* representaron el 96% de la regeneración de los tratamientos.

Al contrastar con los sitios de referencia, se encontraron dos especies adicionales: *Myrceugenia obtusa* (DC.) O. Berg y *Laureliopsis philippiana* (Looser) Schodde. La densidad de

regeneración nativa en los tratamientos fue comparable a la de NF y significativamente superior a la registrada en FP. No obstante, mientras que en los tratamientos las especies nativas más representativas fueron *E. coccineum* y *N. dombeyi*, en NF predominó *Laureliopsis philippiana* y en FP la mínima regeneración estuvo encabezada por *Maytenus magellanica* (Lam.) Hook.f.

Table 2. Tree regeneration density (trees/ha) by origin and treatment/reference site in 2023. Median values are presented, with minimum and maximum values [in parentheses]. MR= Monospecific rows, BR= Bi-specific rows, MG= Monospecific groups, BG= Bi-specific group, NF= Native forest and FP= *P. menziesii* forest plantation.

Treatment	Native	<i>P. menziesii</i>	General
MR	333 ^{bc} [0-2,333]	133 ^a [0-867]	533 ^a [133-2,476]
BR	733 ^{ab} [0-2,333]	133 ^{ab} [0-2,200]	867 ^a [0-4,533]
MG	267 ^{bc} [0-3,533]	267 ^a [0-13,067]	533 ^a [0-14733]
BG	533 ^{ab} [0-5,200]	133 ^a [0-7,800]	933 ^a [66.7-13,000]
Reference site			
NF	2000 ^a [867-11733]	0 ^{ab} [0-133]	2133 ^a [867-11,733]
FP	0 ^c [0-400]	0 ^b [0]	0 ^b [0-400]

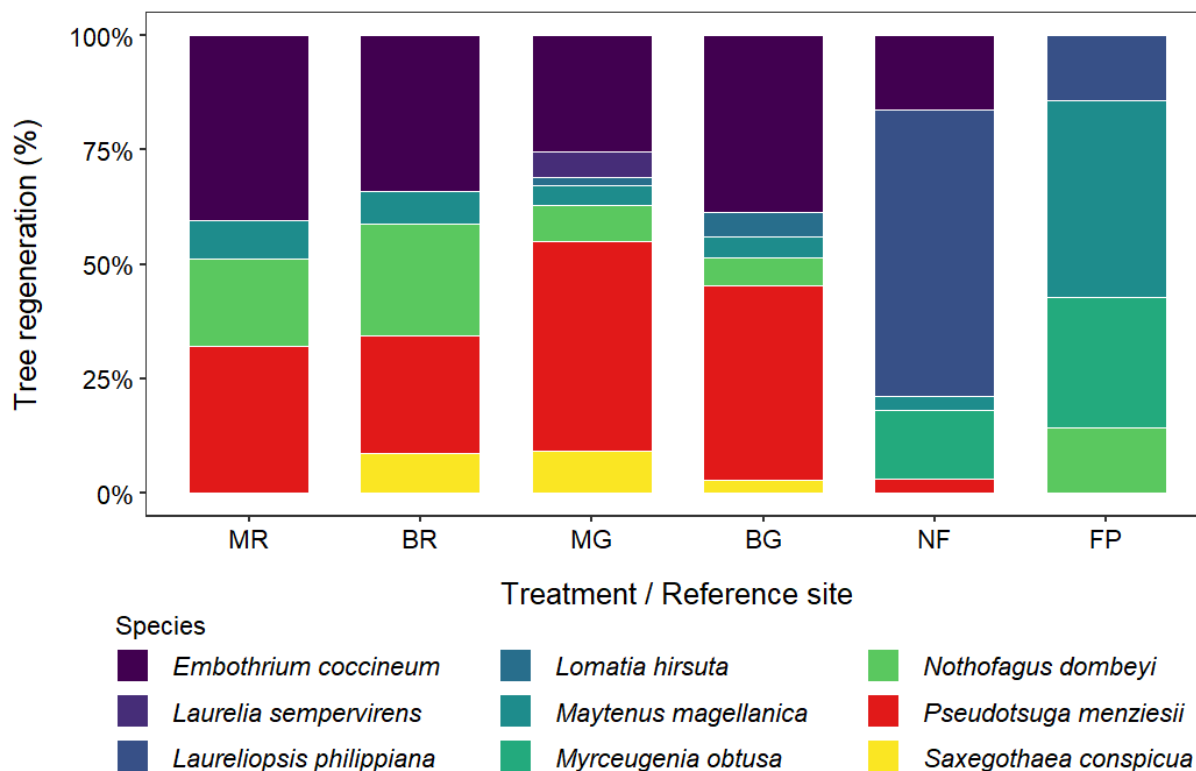


Figure 6. Tree regeneration by species (%) according to treatments (MR, BR, MG, and BG) and reference sites (NF and FP) in 2023. *P. menziesii* is the only recorded exotic tree species.

Riqueza, cobertura y diversidad de plantas vasculares

Bajo un esfuerzo de muestreo estandarizado ($n = 8$), las curvas de rarefacción revelaron que, tras ocho años desde la plantación, la riqueza de especies (nativas y exóticas) fue significativamente superior en MG y BR, mientras que BG presentó valores intermedios y MR los más bajos (Fig. 7). Aunque ningún tratamiento superó la riqueza nativa de NF (19.6), todos superaron significativamente la baja riqueza de FP (5.6). En contraste, la riqueza de exóticas en los tratamientos fue significativamente superior a ambos sitios de referencia. En cuanto a la exclusividad, de las 33 especies nativas registradas, 11 se encontraron únicamente en los

tratamientos y diez se compartieron con NF, mientras que de las 18 exóticas registradas, 17 fueron exclusivas de los tratamientos.

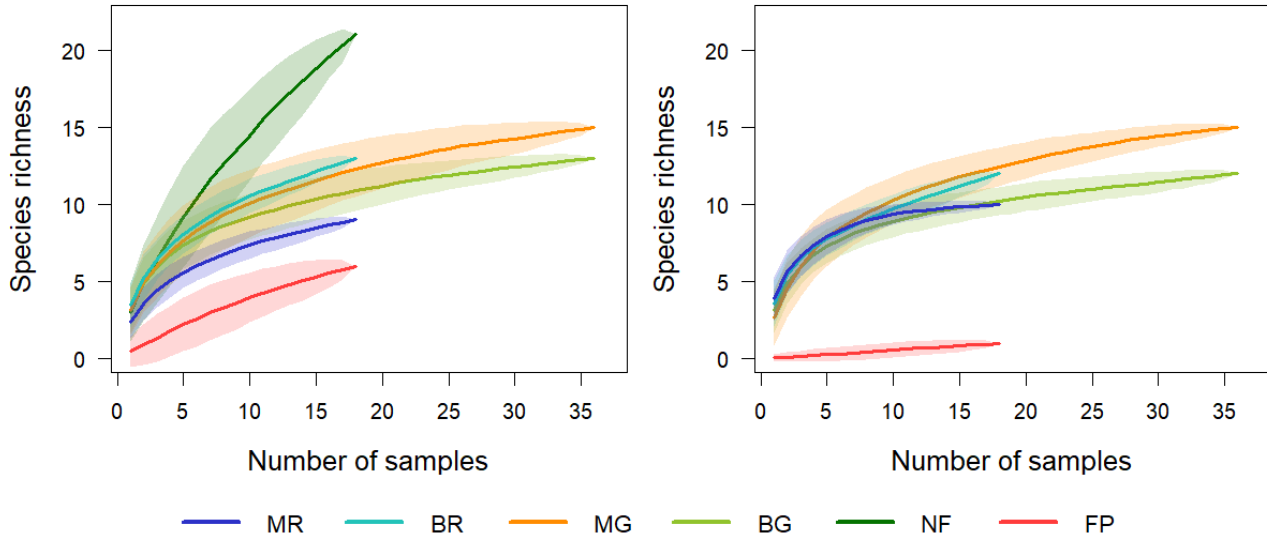


Figure 7. Species rarity curves for native (A) and exotic (B) species, based on the number of sampling subplots. The lines represent cumulative species richness, and the shaded areas indicate 95% confidence intervals.

Aunque la cobertura de especies exóticas no mostró diferencias significativas entre tratamientos, los grupos (MG y BG) superaron significativamente a MR en cobertura de especies nativas (Tabla 3). Sin embargo, esto no se tradujo en variaciones en la diversidad según el índice de Shannon, el que mostró valores consistentes tanto para especies nativas ($H' = 0.8-1.2$) como para exóticas ($H' = 0.9-1$). Los valores de cobertura y diversidad de especies nativas en los tratamientos fueron comparables a los observados en NF y significativamente superiores a los de FP.

Table 3. Vegetation cover and Shannon-Wiener diversity (H') of native and exotic species by treatment (*i.e.*, MR, BR, MG, and BG) and reference site (NF and FP). Mean values per plot $\pm$ standard deviation are presented.

Treatment	Vegetation cover (%)		Shannon Index (H')	
	Native	Exotic	Native	Exotic
MR	77.0 ^b $\pm$ 34.9	134.2 ^a $\pm$ 42.5	0.8 ^a $\pm$ 0.4	0.9 ^a $\pm$ 0.3
BR	111.1 ^{ab} $\pm$ 56.3	104.8 ^a $\pm$ 63	1.1 ^a $\pm$ 0.3	0.9 ^a $\pm$ 0.3
MG	144.7 ^a $\pm$ 43.1	83.7 ^a $\pm$ 49.8	0.9 ^a $\pm$ 0.4	1.0 ^a $\pm$ 0.3
BG	141.0 ^a $\pm$ 50	108.8 ^a $\pm$ 54	1.2 ^a $\pm$ 0.3	1.0 ^a $\pm$ 0.3
Reference site				
NF	128.6 ^{ab} $\pm$ 49.3	0.3 ^b $\pm$ 1	0.8 ^a $\pm$ 0.5	0 ^b $\pm$ 0
FP	12.6 ^c $\pm$ 29.3	88.7 ^a $\pm$ 63.7	0.2 ^b $\pm$ 0.3	0 ^b $\pm$ 0

Composición florística

La composición florística de los tratamientos estuvo conformada en un 51.4% por especies nativas y en un 48.6% por especies exóticas, con predominancia de especies herbáceas (56.8%), seguidas de arbustivas (24.3%), arbóreas (16.2%) y trepadoras (2.7%). Excluyendo las especies plantadas, las nativas con mayor cobertura en los tratamientos fueron *Ribes magellanicum* (28%) y *Chusquea culeou* (20%), mientras que *Agrostis capillaris* (59%) e *Hypochaeris radicata* (16.7%) dominaron entre las exóticas (Tabla S3, S4). En todos los tratamientos las especies de sucesión temprana tuvieron la mayor representatividad, mientras que en NF predominaron especies de sucesión media y tardía, y en FP casi exclusivamente *P. menziesii*.

La ordenación NMDS y el análisis PERMANOVA (Bray-Curtis; $R^2=0.43$; $F_{5,65}=9.91$; $p=0.001$) confirmaron diferencias significativas en la composición florística entre los tratamientos y sitios de referencia (Fig. 8A). MR exhibió la mayor homogeneidad florística de los tratamientos, diferenciándose significativamente de los grupos (MG y BG). BR presentó una

composición intermedia, sin diferenciarse estadísticamente de MR y BG. Por su parte, MG presentó la mayor dispersión multivariada y mostró la mayor cercanía composicional con los sitios de referencia, principalmente con NF. Este patrón se acentuó al contrastar según la configuración espacial ($R^2=0.4$; $F_{3,67}=14.6$; $p=0.001$), donde los grupos mostraron una composición significativamente más heterogénea y cercana a NF y FP que las hileras (Fig. 8B).

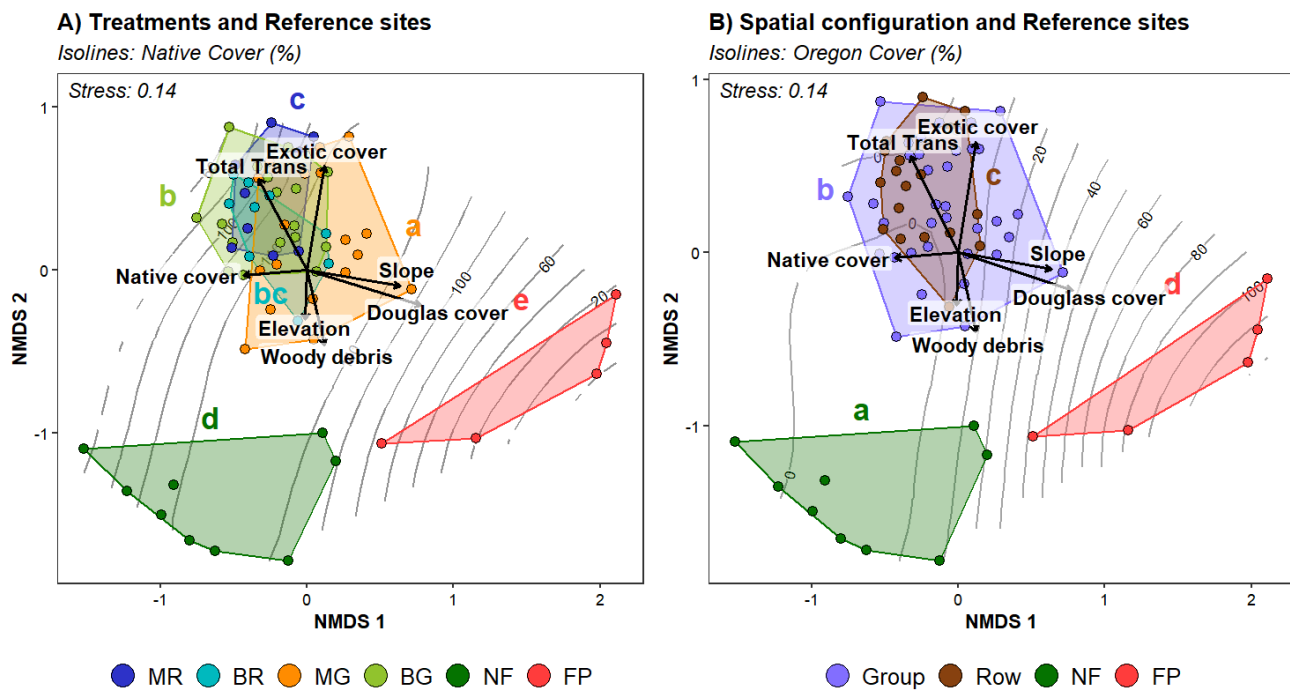


Figure 8. NMDS plot of plant community composition based on Bray-Curtis dissimilarity. A) Individual restoration treatments (MR, BR, MG, and BG) and reference sites (NF and FP) are shown. B) A comparison based on spatial configuration strategies (Groups vs. Rows) and reference sites is presented. The convex polygons delineate the multivariate space occupied by each condition. The arrows represent environmental variables significantly correlated with floristic composition ($p < 0.05$). The isolines indicate the gradient of cover per plot (%).

El análisis *envfit* aplicado a los tratamientos individuales y sitios de referencia (Fig. 8A) mostró resultados consistentes con la representación en grupos e hileras (Fig. 8B). Al respecto, la variable ambiental con mayor grado de correlación con la composición florística fue la cobertura

de *P. menziesii* ($r^2 = 0.66$), la cual se asoció principalmente con FP. En menor medida, la radiación transmitida ($r^2 = 0.42$) y la cobertura de exóticas ($r^2 = 0.42$) también se correlacionaron con la composición, vinculándose mayoritariamente con los tratamientos (Tabla S 5).

Discusión

Supervivencia

La supervivencia de los individuos en el ensayo alcanzó un 61.7% a los dos años desde la plantación (2017), disminuyendo a 57.1% a los cuatro años (2019) y 52.4% a los ocho años (2023), sin diferencias significativas entre tratamientos. Estos valores superan el 38% reportado a los dos años para una plantación con especies nativas (qué incluyó a *N. dombeyi*) tras la tala de un rodal de *Pinus radiata* (Kremer et al. 2021, 2024). La disminución progresiva de la supervivencia podría atribuirse a procesos de competencia y mortandad natural (Postma et al. 2021), así como a la falta de protección mecánica de las plantas, lo que pudo haber aumentado la vulnerabilidad ante disturbios como el ramoneo (Bannister, Kremer, et al. 2018; Salinas et al. 2022).

La ausencia de diferencias en la supervivencia entre grupos e hileras coincide con lo reportado en otros estudios para especies del género *Quercus* (roble europeo), donde ambos esquemas alcanzan supervivencias comparables tras varios años de establecimiento (Saha et al. 2012, 2017). No obstante, la tendencia observada en grupos hacia una mayor supervivencia también ha sido documentada en distintos contextos (Bertoncello et al. 2016; Saha 2018), atribuyéndose a su capacidad para mitigar el estrés por alta radiación mediante el sombreado mutuo y reducir la competencia con la vegetación espontánea (Corbin & Holl 2012).

En el caso de los tratamientos mono y bi-específicos, la ausencia de diferencias podría responder en primer lugar al carácter pionero de las especies plantadas, lo que les permite colonizar rápidamente sitios perturbados sin necesidad de protección o facilitación adicional (Escobar et al. 2006; Bustos et al. 2008; Rovere & Chalcoff 2010). Además, la alta competencia por agua y nutrientes en condiciones post-tala podría limitar los potenciales efectos facilitadores entre ambas especies en esta etapa de desarrollo (Maestre et al. 2009). No obstante, la ausencia de efectos negativos sugiere que tanto los grupos como las plantaciones mixtas pueden implementarse sin comprometer la supervivencia, manteniendo al mismo tiempo sus beneficios potenciales en etapas más avanzadas.

Desempeño

La altura de las plantas no mostró diferencias significativas entre tratamientos en ninguno de los años monitoreados, con una mediana que fluctuó entre 4.1 y 5 m en 2023. Sin embargo, MR alcanzó valores significativamente mayores de dac en dicho año, lo que se reflejó en una mayor tasa de crecimiento en dicha variable. Pese a sus diferencias en dac, ambas hileras presentaron un índice de esbeltez significativamente menor que los grupos, indicando una relación altura-diámetro más favorable y un menor riesgo de volcamiento o quiebre frente a perturbaciones (Slodicak & Novac 2006, Zhang et al. 2020).

La ausencia de diferencias en el crecimiento en altura entre grupos e hileras podría explicarse por la menor influencia del distanciamiento individual sobre esta variable en comparación con el dac (Saha et al. 2012, 2017; Andrzejczyk et al. 2024). En contraste, una mayor distancia entre individuos en hileras (3 x 2 m) en comparación con los grupos (0.7-0.8 m), reduciría la competencia intraespecífica y mejoraría el aprovechamiento de recursos, lo que , en

consecuencia, favorecería el crecimiento en diámetro (Postma et al. 2021; Zeng et al. 2024). Aunque este patrón concuerda con estudios previos con distanciamientos similares (Bertoncello et al. 2016; Będkowski et al. 2021; Manhães et al. 2024), también ha sido reportado el efecto contrario, donde los grupos superan o igualan en desempeño a las hileras (Saha et al. 2012; Skiadaresis et al. 2016; Holl et al. 2011), lo que sugiere una respuesta variable dependiendo del contexto ecológico.

El hecho de que los tratamientos bi-específicos no superaran a los monoespecíficos en dac, pese a la evidencia que respalda los beneficios de las plantaciones mixtas sobre el desempeño (Loewe et al. 2013; Feng et al. 2022), se podría explicar por tres factores. En primer lugar, el menor crecimiento en diámetro de *E. coccineum* respecto a *N. dombeyi* (Escobar et al. 2006) tendería a reducir el crecimiento general del tratamiento, lo que explicaría el menor dac en BR en comparación con MR. En segundo lugar, la competencia interespecífica puede verse incrementada en plantaciones mixtas cuando las especies presentan estrategias de establecimiento similares o un solapamiento de nichos que supera los efectos de la complementariedad (Kelty 2006; Gong et al. 2020; Qian et al. 2025). Por último, aunque *E. coccineum* moviliza fósforo (P) mediante raíces proteoides (Lambers et al. 2012), la baja movilidad de este nutriente limitaría su facilitación hacia especies vecinas, especialmente en sistemas radicales jóvenes (Shen et al. 2011; Lambers & Plaxton 2015). Incluso, pese a su mayor proximidad, MG y BG presentaron un crecimiento en dac similar, reforzando la idea de que la competencia superó la facilitación en esta etapa.

Regeneración arbórea e invasión de *P. menziesii*

A ocho años del establecimiento del ensayo, la regeneración arbórea reveló una proporción similar entre especies nativas (51%) y la exótica *P. menziesii* (49%), lo que estuvo influenciado por el banco de semillas remanente y la proximidad del ensayo a FP como fuente de propágulos. No obstante, la regeneración nativa estuvo representada principalmente por *N. dombeyi* y *E. coccineum*, evidenciando un bajo reclutamiento de nuevas especies. Este patrón respondería a la juventud del ensayo, donde la vegetación del sotobosque suele estar dominada por las especies plantadas que regeneran y la vegetación herbácea. Por otra parte, la alta invasión de *P. menziesii*, sumada a sus mayores tasas de crecimiento y capacidad de establecerse bajo dosel, pudieron haber incrementado la competencia con la vegetación nativa, resultando en un menor establecimiento (Orellana et al. 2010; Fuentes-Ramírez et al. 2024). A esto se suma la alta cobertura en el ensayo de la especie nativa *Chusquea culeou* E. Desv. in Gay (Tabla S3), la cual suele invadir el sotobosque en sitios despejados, limitando la regeneración arbórea (Kremer et al. 2021).

Si bien la densidad de regeneración en los tratamientos fue comparable estadísticamente a la del bosque nativo (NF), los tratamientos estuvieron dominados por especies pioneras, mientras que en NF predominaron especies de sucesión media y tardía. No obstante, el reclutamiento de *S. conspicua* y *L. sempervirens* en los tratamientos (especialmente en MG) demuestra que los tratamientos ya proveen condiciones adecuadas para especies con mayores requerimientos de sombra. Por su parte, la presencia de *M. magellanica* en ambos sitios sugiere un acercamiento inicial hacia la identidad composicional de NF; aunque la alta representatividad de *P. menziesii* en los tratamientos, incluso superior a lo registrado en FP, subraya que su control activo será determinante para consolidar dicha trayectoria.

Riqueza, cobertura y diversidad

La mayor riqueza de especies hallada en MG respecto a MR, coincide con diversos estudios que atribuyen a los grupos un espaciamiento que facilita la colonización en la matriz no plantada (Saha et al. 2013, Skiadaresis et al. 2016, Będkowski et al. 2021) y condiciones microclimáticas más favorables, debido a una cobertura de copa densa localmente (Corbin & Holl 2012; Zahawi et al. 2013). Aunque estos beneficios se han documentado principalmente sobre la vegetación arbórea, en este estudio se observó dicha tendencia en especies arbóreas, arbustivas y herbáceas (TS).

No obstante, el hecho que BR también superara a MR en riqueza nativa se relaciona con los beneficios de la heterogeneidad estructural de las plantaciones mixtas, donde hábitos de crecimiento contrastantes favorecen una mejor ocupación del espacio y condiciones más propicias para el establecimiento de nuevas especies (Gong et al. 2020, Guo et al. 2025, Qian et al. 2025). Al respecto, hábitos de crecimiento contrastantes como los de *N. dombeyi* y *E. coccineum* (Donoso 2006; Romero & Hauestein 2014) generarían un mayor amortiguamiento microclimático en BR en comparación con MR. La ausencia de este efecto en BG frente a MG podría explicarse por un menor distanciamiento entre individuos que favorecería una mayor superposición de copas, limitando los efectos de dicha interacción.

Pese a las diferencias en riqueza y cobertura, la diversidad según el índice de Shannon no difirió entre tratamientos. Si bien, a nivel general esto podría responder a la corta edad de la plantación, la ausencia de diferencias entre grupos e hileras podría deberse al reducido tamaño de los grupos utilizados (16 m²), ya que se ha demostrado que grupos más grandes (64 y 144 m² de área plantada) presentan tasas mucho mayores de visitación de aves, dispersión de semillas por animales y reclutamiento de plántulas que los núcleos más pequeños (Cole et al. 2010; Zahawi et

al. 2013; Holl et al. 2020). Asimismo, la ausencia de diferencias entre arreglos mono y bi-específicos coincide con lo reportado por Kremer et al. (2025) y Guo et al. (2025) quienes atribuyen efectos positivos sobre la biodiversidad en plantaciones mixtas de más de dos especies y en estados de desarrollo más avanzados.

Composición florística

La composición florística de los tratamientos refleja un estado sucesional temprano caracterizado por la dominancia de especies herbáceas, principalmente exóticas. Esta condición guarda estrecha relación con la corta edad de la plantación y los efectos de la tala rasa, donde la eliminación de la cubierta vegetal y la alta exposición lumínica favorecieron la expansión de especies heliófitas. Esto se ve reflejado en la correlación significativa de la cobertura exótica y la radiación transmitida con la composición florística de los tratamientos, así como la alta representatividad de especies como *Chusquea culeou*, *A. capillaris* y *H. radicata*. Pese a esto, la presencia de especies comunes con NF, incluso con mayores requerimientos de sombra, sugiere una trayectoria sucesional que se dirige hacia el bosque nativo, especialmente en los grupos. Sin embargo, la mayor riqueza, cobertura y diversidad de especies exóticas en los tratamientos, especialmente de *P. menziesii*, refleja una invasión sostenida que puede comprometer la trayectoria sucesional de los esquemas de restauración, ante lo cual se requerirá un manejo continuo y transversal.

Limitaciones e implicancias a la práctica

Pese a los aportes de este estudio, existen limitaciones a considerar. En primer lugar, aunque no se realizó un seguimiento individual de las plantas, el uso de la mediana permitió obtener estimaciones de crecimiento representativas para cada tratamiento. En segundo lugar, si bien la ubicación de una de las subparcelas en el centro de los grupos pudo incidir en una mayor cobertura nativa, su superioridad se mantuvo incluso al excluir las especies plantadas. Los resultados de este estudio sugieren que las hileras favorecen la estabilidad individual, mientras que los grupos favorecen la recuperación de la cobertura nativa. En este sentido, la plantación en grupos o en esquemas mixtos sería especialmente recomendable en proyectos de restauración que prioricen la recuperación de la cubierta vegetal y la similitud con un ecosistema nativo de referencia.

Conclusiones

Este estudio demuestra que la plantación en hileras o grupos, bajo composiciones mono o bi-específicas representan estrategias viables para la restauración post-tala rasa de plantaciones de *P. menziesii*, aunque con ventajas diferentes según el objetivo prioritario. Mientras las hileras incrementan la estabilidad individual, los grupos promueven una mayor cobertura de especies nativas y similitud composicional con el bosque nativo. Por su parte, las hileras bi-específicas representan una alternativa intermedia que combina ventajas de ambos enfoques. No obstante, la invasión generalizada de *P. menziesii* en los tratamientos, comparable a la regeneración arbórea nativa, demanda un control activo para asegurar una trayectoria sucesional lo más cercana posible al bosque nativo. En conjunto, estos resultados aportan evidencia empírica de mediano

plazo para el diseño y monitoreo de estrategias de restauración de bosques templados del centro-sur de Chile.

Literatura citada

- Acheritobehere LM, Orellana IA (2016) Influencia del viento y de la vegetación nativa en la distribución de la regeneración de *Pseudotsuga menziesii* en Patagonia, Argentina. *Bosque (Valdivia)* 37:317–325.
- Anderson MJ, Gorley RN, Clarke KS (2008) PERMANOVA+ for PRIMER. Guide to software and statistical methods.
- Andrzejczyk T, Liziniewicz M, Bolibok L (2024) Growth and quality of 16-year-old sessile oak (*Quercus petraea* (Matt.) Liebl.) planted in traditional and alternative row planting patterns. *Forestry: An International Journal of Forest Research* 97:564–579.
- Bannister JR, Donoso PJ, Mujica R (2016) La silvicultura como herramienta para la restauración de bosques templados. *Bosque (Valdivia)* 37:229–235.
- Bannister JR, Kremer K, Schlegel B, Carrasco-Farias N (2018) Silvicultura para la restauración de ecosistemas forestales Norpatagónicos en la Isla Grande de Chiloé, Chile. Pages 215–231. In: Donoso, P, Promis, A, & Soto, D (eds.) *Silvicultura en bosques nativos. Vol. 2. The Chile Initiative*, OSU College of Forestry
- Bannister JR, Vargas-Gaete R, Ovalle JF, Acevedo M, Fuentes-Ramírez A, Donoso PJ, Promis A, Smith-Ramírez C (2018) Major bottlenecks for the restoration of natural forests in Chile. *Restoration Ecology* 26:1039–1044.
- Będkowski M, Czacharowski M, Opanowska J, Patro S, Urbańczyk E, Bielak K (2021) Effect of planting method on the growth and silvicultural quality of silver fir (*Abies alba* Mill.) in the Bieszczady Mountains.
- Bertoncello R, Oliveira AA, Holl KD, Pansonato MP, Martini AMZ (2016) Cluster planting facilitates survival but not growth in early development of restored tropical forest. *Basic and Applied Ecology* 17:489–496.
- Besoain E (1985) Suelos volcánicos de Chile. INIA, Santiago, Chile
- Bowd EJ, McBurney L, Lindenmayer DB (2023) The characteristics of regeneration failure and their potential to shift wet temperate forests into alternate stable states. *Forest Ecology and Management* 529:120673.
- Braun ACh, Troeger D, Garcia R, Aguayo M, Barra R, Vogt J (2017) Assessing the impact of plantation forestry on plant biodiversity: A comparison of sites in Central Chile and Chilean Patagonia. *Global Ecology and Conservation* 10:159–172.
- Briones C (2024) Más allá de plantar: evaluando estrategias para la conversión a bosque nativo en el Parque Nacional Conguillío, región de La Araucanía. Universidad de La Frontera, Temuco, Chile
- Bustos F, González ME, Donoso P, Gerding V, Donoso C, Escobar B (2008) Efectos de distintas dosis de fertilizante de liberación controlada (Osmocote®) en el desarrollo de plantas de coigüe, raulí y ulmo. *Bosque (Valdivia)* 29:155–161.
- Cesonienė L, Daubaras R, Tamutis V, Kaškonienė V, Kaškonas P, Stakėnas V, Zych M (2019) Effect of clear-cutting on the understory vegetation, soil and diversity of litter beetles in scots pine-dominated forest. *Journal of Sustainable Forestry* 1–18.
- Cole RJ, Holl KD, Zahawi RA (2010) Seed rain under tree islands planted to restore degraded lands in a tropical agricultural landscape. *Ecological Applications* 20:1255–1269.
- CONAF (2025) Catastro de los Recursos Vegetacionales de Chile al año 2025. Corporación Nacional Forestal, Santiago, Chile

- CONAF (2014) Monitoreo de cambios, corrección cartográfica y actualización del Catastro de los Recursos Vegetacionales nativos de la Región de La Araucanía. Valdivia, Chile
- CONAF (2006) Plan de Manejo Parque Nacional Conguillío. Documento de Trabajo N°405. Unidad de Gestión Patrimonio Silvestre, Región de La Araucanía, Chile
- Corbin JD, Holl KD (2012) Applied nucleation as a forest restoration strategy. *Forest Ecology and Management* 265:37–46.
- Delgado M, Zúñiga-Feest A, Reyes-Díaz M, Barra PJ, Ruiz S, Bertin-Benavides A, Valle S, Pereira M, Lambers H (2021) Ecophysiological Performance of Proteaceae Species From Southern South America Growing on Substrates Derived From Young Volcanic Materials. *Frontiers in Plant Science* 12.
- Donoso C (2006) Las especies arbóreas de los bosques templados de Chile y Argentina: autoecología. 1st ed. Marisa Cuneo, ediciones, Valdivia, Chile
- Escobar B, Donoso C, Souto C (2006) *Embothrium coccineum* J. R. et. G. Forster. Pages 233–245. In: Donoso, C (ed.) Autoecología de las especies arbóreas de los bosques templados de Chile y Argentina. Marisa Cuneo Ediciones, Valdivia, Chile
- FAO (2021) Evaluación de los recursos forestales mundiales 2020 - Principales resultados. Roma, Italia
- Feng S, Liu H, Peng S, Dai J, Xu C, Luo C, Shi L, Luo M, Niu Y, Liang B, Liu F (2023) Will drought exacerbate the decline in the sustainability of plantation forests relative to natural forests? *Land Degradation & Development* 34:1067–1079.
- Feng Y, Schmid B, Loreau M, Forrester DI, Fei S, Zhu Jianxiao, Tang Z, Zhu Jiangling, Hong P, Ji C, Shi Y, Su H, Xiong X, Xiao J, Wang S, Fang J (2022) Multispecies forest plantations outyield monocultures across a broad range of conditions. *Science* 376:865–868.
- Fitzherbert EB, Struebig MJ, Morel A, Danielsen F, Brühl CA, Donald PF, Phalan B (2008) How will oil palm expansion affect biodiversity? *Trends in Ecology & Evolution* 23:538–545.
- Forest Europe (2020) State of Europe's Forests 2020.
- Fournier R, Hall RJ (2017) Hemispherical Photography in Forest Science: Conclusions, Applications, Limitations, and Implementation Perspectives. *Hemispherical Photography in Forest Science: Theory, Methods, Applications*.
- Frêne C, Núñez-Ávila M (2010) Hacia un nuevo Modelo Forestal en Chile. *Revista Bosque Nativo* 47:25–35.
- FSC (2022) Guía de Implementación para Estándares de Manejo Forestal FSC® en América Latina. Forest Stewardship Council
- Fuentes-Ramírez A, Vargas-Gaete R, Toy-Opazo O, Muñoz-Gómez N, Salas-Eljatib C, Pauchard A (2024) Control of invasive conifers in temperate Andean forests promotes native vegetation restoration, but requires continuous management. *Trees, Forests and People* 16:100581.
- García N, Ormazabal C (2008) Árboles nativos de Chile. Enersis S.A., Santiago, Chile
- Gong C, Tan Q, Xu M, Liu G (2020) Mixed-species plantations can alleviate water stress on the Loess Plateau. *Forest Ecology and Management* 458:117767.
- Gotelli NJ, Colwell RK (2001) Quantifying biodiversity: procedures and pitfalls in the measurement and comparison of species richness. *Ecology Letters* 4:379–391.
- Guo J, Kneeshaw D, Peng C, Wu Y, Feng L, Qu X, Wang W, Pan C, Feng H (2025) Positive effects of species mixing on biodiversity of understory plant communities and soil health in forest plantations. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 122:e2418090122.
- Heilmayr R, Echeverría C, Fuentes R, Lambin EF (2016) A plantation-dominated forest transition in Chile. *Applied Geography* 75:71–82.

- Holl KD, Reid JL, Cole RJ, Oviedo-Brenes F, Rosales JA, Zahawi RA (2020) Applied nucleation facilitates tropical forest recovery: Lessons learned from a 15-year study. *Journal of Applied Ecology* 57:2316–2328.
- Holl KD, Zahawi RA, Cole RJ, Ostertag R, Cordell S (2011) Planting Seedlings in Tree Islands Versus Plantations as a Large-Scale Tropical Forest Restoration Strategy. *Restoration Ecology* 19:470–479.
- IPBES (2019) Global assessment report on biodiversity and ecosystem services of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services. IPBES secretariat, Bonn, Germany
- Janeczko E, Czyżyk K, Woźnicka M, Dudek T, Fialova J, Korcz N (2024) The Importance of Forest Management in Psychological Restoration: Exploring the Effects of Landscape Change in a Suburban Forest. *Land* 13:1439.
- Kanninen M (2010) Plantation forests: global perspectives. In: Bauhus, J, Van der Meer, P, & Kanninen, M (eds.) *Ecosystem Goods and Services from Plantation Forests*. Earthscan, London, Washington, DC
- Kelty MJ (2006) The role of species mixtures in plantation forestry. *Forest Ecology and Management* 233:195–204.
- Kremer K, Jonsson B-G, Dutta T, Tavares MF, Bauhus J (2025) Single- vs mixed-species plantations: A systematic review on the effects on biodiversity. *Biological Conservation* 307:111182.
- Kremer K, Promis A, Gómez C (2024) Experiencias en restauración de bosque nativo desde plantaciones de especies exóticas. Pages 628–649. In: Bannister, JR, Ovalle, JF, Vargas-Gaete, R, & Claramunt-Torche V (eds.) *Restauración de Ecosistemas Forestales*. Editorial Universitaria, Santiago, Chile
- Kremer KN, Bannister JR, Bauhus J (2021) Restoring native forests from *Pinus radiata* plantations: Effects of different harvesting treatments on the performance of planted seedlings of temperate tree species in central Chile. *Forest Ecology and Management* 479:118585.
- Lambers H, Bishop JG, Hopper SD, Laliberté E, Zúñiga-Feest A (2012) Phosphorus-mobilization ecosystem engineering: the roles of cluster roots and carboxylate exudation in young P-limited ecosystems. *Annals of Botany* 110:329–348.
- Lambers H, Plaxton WC (2015) Phosphorus: Back to the Roots. Pages 1–22. *Annual Plant Reviews Volume 48*. John Wiley & Sons, Ltd
- Langdon B, Pauchard A, Bustamante RO (2023) Habitat suitability of five commonly planted non-native trees in Chile: Implications for an invasion process. *Forest Ecology and Management* 529:120726.
- Lapola DM, Martinelli LA, Peres CA, Ometto JPHB, Ferreira ME, Nobre CA, Aguiar APD, Bustamante MMC, Cardoso MF, Costa MH, Joly CA, Leite CC, Moutinho P, Sampaio G, Strassburg BBN, Vieira ICG (2014) Pervasive transition of the Brazilian land-use system. *Nature Climate Change* 4:27–35.
- Lara A, Solari ME, Prieto MDR, Peña MP (2012) Reconstrucción de la cobertura de la vegetación y uso del suelo hacia 1550 y sus cambios a 2007 en la ecorregión de los bosques valdivianos lluviosos de Chile (35° - 43° 30' S). *Bosque* 33:13–23.
- Legendre P, Legendre L (2012) *Numerical Ecology*. Elsevier
- Liu CLC, Kuchma O, Krutovsky KV (2018) Mixed-species versus monocultures in plantation forestry: Development, benefits, ecosystem services and perspectives for the future. *Global Ecology and Conservation* 15:e00419.
- Llanquilef F (2017) Evaluación del establecimiento de especies nativas para la reconversión de una plantación de *Pseudotsuga menziesii* (Mirb. Franco) a bosque nativo en el predio Marsella, Parque Nacional Conguillío. Tesis de Magister, Universidad de La Frontera, Temuco, Chile
- Loewe V, González O. M, Balzarini M (2013) Wild cherry tree *Prunus avium* growth in pure and mixed plantations in South America. *Forest Ecology and Management* 306:31–41.
- Maestre FT, Callaway RM, Valladares F, Lortie CJ (2009) Refining the stress-gradient hypothesis for competition and facilitation in plant communities. *Journal of Ecology* 97:199–205.

- Malkamäki A, D'Amato D, Hogarth NJ, Kanninen M, Pirard R, Toppinen A, Zhou W (2018) A systematic review of the socio-economic impacts of large-scale tree plantations, worldwide. *Global Environmental Change* 53:90–103.
- Manhães AP, Amazonas NT, Pansonato MP, Sansevero JBB, Martini A, Mantuano D (2024) The effects of nucleation and species functional traits on tree seedling performance in the early stage of ecological restoration. *Plant Ecology* 225:569–581.
- McCune B, Grace J (2002) *Analysis of ecological communities*. Gleneden Beach, OR : MjM Software Design
- Motz K, Sterba H, Pommerening A (2010) Sampling measures of tree diversity. *Forest Ecology and Management* 260:1985–1996.
- Myers N, Mittermeier RA, Mittermeier CG, da Fonseca GAB, Kent J (2000) Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature* 403:853–858.
- Oksanen J, Simpson G, Blanchet FG, Kindt R, Legendre P, Minchin P, Hara R, Solymos P, Stevens H, Szöcs E, Wagner H, Barbour M, Bedward M, Bolker B, Borcard D, Carvalho G, Chirico M, De Cáceres M, Durand S, Weedon J (2022) *vegan community ecology package version 2.6-2* April 2022.
- Orellana IA, Raffaele E (2010) The spread of the exotic conifer *Pseudotsuga menziesii* in *Austrocedrus chilensis* forests and shrublands in northwestern Patagonia, Argentina. *New Zealand Journal of Forestry Science*.
- Pardos M, del Río M, Pretzsch H, Jactel H, Bielak K, Bravo F, Brazaitis G, Defossez E, Engel M, Godvot K, Jacobs K, Jansone L, Jansons A, Morin X, Nothdurft A, Oreti L, Ponette Q, Pach M, Riofrío J, Ruíz-Peinado R, Tomao A, Uhl E, Calama R (2021) The greater resilience of mixed forests to drought mainly depends on their composition: Analysis along a climate gradient across Europe. *Forest Ecology and Management* 481:118687.
- Payn T, Carnus J-M, Freer-Smith P, Kimberley M, Kollert W, Liu S, Orazio C, Rodriguez L, Silva LN, Wingfield MJ (2015) Changes in planted forests and future global implications. *Forest Ecology and Management* 352:57–67.
- Pérez F, Quidel Y, Sánchez P (2017) *Reconstrucción de la historia y cambios en uso de suelo en sector Marsella*. Universidad de La Frontera, Temuco, Chile
- PFSC (2018) *Sustainable Forest Management – Requirements*. Geneva, Switzerland
- Postma JA, Hecht VL, Hikosaka K, Nord EA, Pons TL, Poorter H (2021) Dividing the pie: A quantitative review on plant density responses. *Plant, Cell & Environment* 44:1072–1094.
- Promis A (2020) Plantaciones nativas o exóticas: Reflexiones sobre los impactos ambientales en Chile. *Ecología Austral* 30:191–198.
- Qian P, Han Y, Li X, Jin S (2025) Ecological Benefits and Structure of Mixed vs. Pure Forest Plantations in Subtropical China. *Forests* 16:738.
- R Core Team (2025) *R: A Language and Environment for Statistical Computing*.
- Reis A, Bechara FC, Tres DR (2010) Nucleation in tropical ecological restoration. *Scientia Agricola* 67:244–250.
- Romero M, Hauenstein E (2014) *Árboles de Temuco*. Ediciones Universidad Católica de Temuco, Temuco, Chile
- Rovere AE, Chalcoff VR (2010) *Embothrium coccineum*: J. R. Forst. et G. Forst. *Kurtziana* 35:23–33.
- Saha S (2018) Group planting of cherry (*Prunus avium* L.) fosters growth and tree quality is superior to conventional row planting in Germany. *Journal of Forestry Research* 29:1099–1110.
- Saha S, Kuehne C, Bauhus J (2017) Lessons learned from oak cluster planting trials in central Europe. *Canadian Journal of Forest Research* 47:139–148.
- Saha S, Kuehne C, Bauhus J (2013) Tree Species Richness and Stand Productivity in Low-Density Cluster Plantings with Oaks (*Quercus robur* L. and *Q. petraea* (Mattuschka) Liebl.). *Forests* 4:650–665.

- Saha S, Kuehne C, Kohnle U, Brang P, Ehrling A, Geisel J, Leder B, Muth M, Petersen R, Peter J, Ruhm W, Bauhus J (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.
- Salas-Eljatib C, Donoso P, Vargas-Gaete R, Arriagada C, Pedraza R, Soto D (2016) The Forest Sector in Chile: An Overview and Current Challenges. *Journal of Forestry* 114:562–571.
- Salinas PE, Bannister JR, Vidal OJ (2022) Implicancias del uso de protecciones plásticas en el desempeño inicial de plantaciones de *Nothofagus pumilio* en el Parque Nacional Torres del Paine. *Gayana. Botánica* 79:107–123.
- Sánchez-Salguero R, Camarero JJ, Dobbertin M, Fernández-Cancio Á, Vilà-Cabrera A, Manzanedo RD, Zavala MA, Navarro-Cerrillo RM (2013) Contrasting vulnerability and resilience to drought-induced decline of densely planted vs. natural rear-edge *Pinus nigra* forests. *Forest Ecology and Management* 310:956–967.
- Shen J, Yuan L, Zhang J, Li H, Bai Z, Chen X, Zhang W, Zhang F (2011) Phosphorus Dynamics: From Soil to Plant. *Plant Physiology* 156:997–1005.
- Simberloff D, Nuñez MA, Ledgard NJ, Pauchard A, Richardson DM, Sarasola M, Van Wilgen BW, Zalba SM, Zenni RD, Bustamante R, Peña E, Ziller SR (2010) Spread and impact of introduced conifers in South America: Lessons from other southern hemisphere regions. *Austral Ecology* 35:489–504.
- Skiadareisis G, Saha S, Bauhus J (2016) Oak Group Planting Produces a Higher Number of Future Crop Trees, with Better Spatial Distribution than Row Planting. *Forests* 7:289.
- Smith-Ramírez C, González ME, Echeverría C, Lara A (2015) Estado actual de la restauración ecológica en Chile, perspectivas y desafíos: Current state of ecological restoration in Chile: Perspectives and challenges. *Anales del Instituto de la Patagonia* 43:11–21.
- Wang C, Zhang W, Li X, Wu J (2022) A global meta-analysis of the impacts of tree plantations on biodiversity. *Global Ecology and Biogeography* 31:576–587.
- Wang X, Hua F, Wang L, Wilcove DS, Yu DW (2019) The biodiversity benefit of native forests and mixed-species plantations over monoculture plantations. *Diversity and Distributions* 25:1721–1735.
- Wei X, Song W, Shao Y, Cai X (2023) Progress of Ecological Restoration Research Based on Bibliometric Analysis. *International Journal of Environmental Research and Public Health* 20:520.
- Zar JH (2010) *Biostatistical Analysis*. Prentice Hall
- Zeng X, Li J, Peng Q, Gong C, Ran H, Xie T, Liao T, Zhou T, Huang D, Song Q, Liu J, Yang Q (2024) Differences in Response of Tree Species at Different Succession Stages to Neighborhood Competition. *Forests* 15:435.

Información suplementaria

Table S1. Site and microsite variables by treatment (*i.e.*, MR, BR, MG, and BG), reference site (NF and FP) and zone (Z1, Z2 and Z3). Median values are presented, with minimum and maximum values [in parentheses]. MR= Monospecific rows, BR= Bi-specific rows, MG= Monospecific groups, BG= Bi-specific group, NF= Native forest and FP= *P. menziesii* forest plantation.

Variable	MR (<i>n</i> = 9)	BR (<i>n</i> = 9)	MG (<i>n</i> = 18)	BG (<i>n</i> = 18)	NF (<i>n</i> = 9)	FP (<i>n</i> = 9)
Site variables						
Elevation (m a.s.l.)	1056 [1042-1064]	1045 [1015-1062]	1044 [998-1062]	1052 [1023-1066]	1081 [1077-1084]	1050 [1046-1150]
Slope (%)	3.20 ^b [1.5-39]	4.8 ^b [1-30]	3.6 ^b [0.4-11]	2.7 ^b [0.7-10.2]	2.8 ^b [0.5-4.4]	24.2 ^a [20.2-29.1]
Aspect (mode)	SO	SO	NO	SO	NO	NO
Microsite variables						
Mineral soil (%)	8 [3-30]	3 [2-10]	3 [2-25]	3.5 [0-25]	5 [0-10]	3 [01-10]
Woody debris (%)	20 ^b [8-25]	15 ^b [8-65]	20 ^b [7-45]	23.5 ^b [10-45]	40 ^a [25-90]	35 ^a [25-50]
Litter cover (%)	15 [3-30]	20 [5-50]	19 [3-70]	20 [8-80]	90 [80-99]	70 [65-80]
Terrain shape (mode)	Concave	Concave	Convex	Convex	Flat	Concave
Dist. to biological legacy (m)	22 [2.8-36.4]	11.6 [0.5-29]	16.5 [3-53.4]	19.7 [3-50.1]	NA	NA
Dist. to native forest (m)	102 [23-184]	101 [20-227]	133 [12-239]	107.5 [22-193]	NA	NA
Dist. to forest plantation (m)	100 ^{ab} [24-223]	141 ^a [48-235]	60 ^b [8-154]	121 ^a [13-196]	NA	NA
Dist. to river (m)	271 [118-493]	330 [109-423]	258 [27-456]	270 [137-469]	NA	NA
Total transmitted radiation (mol m ⁻² d ⁻¹)	18.5 ^a [3.5-25]	15.4 ^{ab} [3.1-25]	12.2 ^{ab} [0.9-24.56]	11.7 ^{ab} [0.91-25]	9.5 ^{ab} [5.4-13]	6.6 ^b [3-11]

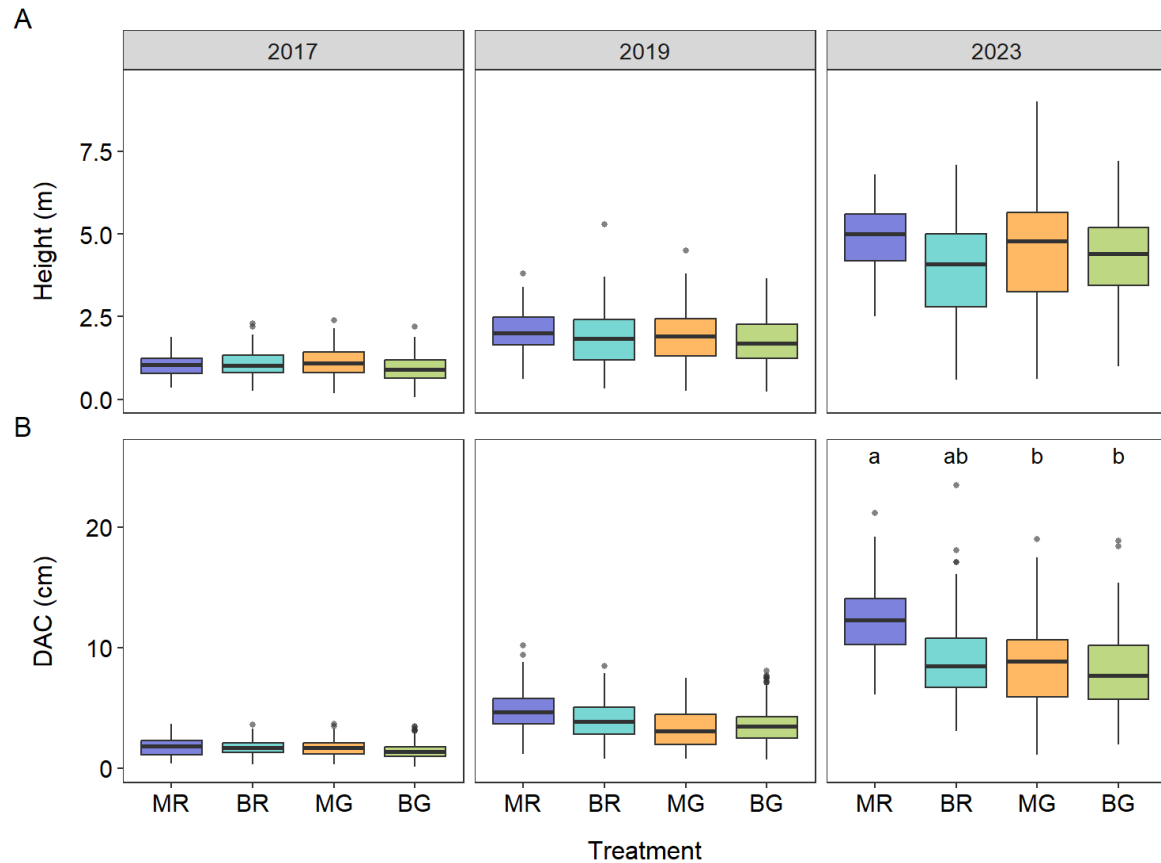


Figure S1. Height (A) and dac (B) of individuals in 2017, 2019, and 2023 under different planting treatments (*i.e.*, MR, BR, MG, and BG).

Table S2. Tree regeneration density (ind./ha) by height range (< 0.5 m, 0.5–2 m, and > 2 m) and treatment/reference site in 2023. Median values are presented, with minimum and maximum values [in parentheses]. MR= Monospecific rows, BR= Bi-specific rows, MG= Monospecific groups, BG= Bi-specific group, NF= Native forest and FP= *P. menziesii* forest plantation.

Treatment	Tree regeneration (ind/ha)			
	<0.5 m	0.5-2 m	>2 m	Total
MR (<i>n</i> = 9)	400 ^a [0-2133.3]	133.3 [0-600]	66.7 [0-200]	533.3 ^a [133.3-2466.7]
BR (<i>n</i> = 9)	533.3 ^a [0-2466.7]	133.3 [0-1466.7]	0 [0-600]	866.7 ^a [0-4533.3]
MG (<i>n</i> = 18)	400.0 ^a [0-8666.7]	133.3 [0-5533.3]	0 [0-533.3]	533.3 ^a [0-14733.3]
BG (<i>n</i> = 18)	500.0 ^a [0-5800]	400.0 [0-6800]	0 [0-400.0]	933.3 ^a [66.7-13000]
Reference site				
NF (<i>n</i> = 9)	1333.3 ^a [200-9800]	400 [0-1866.7]	0 [0-133.3]	2133 ^a [866.7-11733.3]
FP (<i>n</i> = 9)	0 ^b [0-200]	0 [0-200]	0 [0-66.7]	0 ^b [0-400]

Table S3. Coverage of native species in the treatment plots (MR, BR, MG, and BG) and reference sites (NF and FP), according to the Braun-Blanquet scale (1932). Mean values per plot $\pm$ standard deviation are presented. MR= Monospecific rows, BR= Bi-specific rows, MG= Monospecific groups, BG= Bi-specific group, NF= Native forest and FP= *P. menziesii* forest plantation. T= Tree, S= Shrub, H=Herbaceous, C= Climber.

Species	Treatments				Reference sites		
	MR (n = 9)	BR (n = 9)	MG (n = 18)	BG (n = 18)	NF (n = 9)	FP (n = 9)	FV
<i>Nothofagus dombeyi</i>	35 $\pm$ 33.4	23.9 $\pm$ 27.9	77.7 $\pm$ 32	54.5 $\pm$ 28.7	10 $\pm$ 30	7.8 $\pm$ 23.3	T
<i>Ribes magellanicum</i>	22.8 $\pm$ 9.4	27.8 $\pm$ 10.6	27 $\pm$ 16.8	31.6 $\pm$ 23.3	1.7 $\pm$ 5	0 $\pm$ 0	S
<i>Chusquea culeou</i>	13.1 $\pm$ 18.1	33.7 $\pm$ 60.5	19.1 $\pm$ 33.5	17.3 $\pm$ 29.3	66.1 $\pm$ 34.3	3.3 $\pm$ 6.6	S
<i>Embothrium coccineum</i>	0.6 $\pm$ 1.7	13.3 $\pm$ 12.7	0.9 $\pm$ 2.5	26.8 $\pm$ 22.1	0.3 $\pm$ 1	0 $\pm$ 0	T
<i>Acaena ovalifolia</i>	3.7 $\pm$ 7	4.7 $\pm$ 3.9	6.9 $\pm$ 15.5	4.2 $\pm$ 6.1	0.3 $\pm$ 1	0 $\pm$ 0	H
<i>Solanum valdiviense</i>	1 $\pm$ 1.5	1.3 $\pm$ 2.2	5.6 $\pm$ 13.9	3.3 $\pm$ 4.8	0.7 $\pm$ 1.3	0 $\pm$ 0	S
<i>Berberis darwinii</i>	0 $\pm$ 0	3.9 $\pm$ 11.7	0.9 $\pm$ 2.2	0.5 $\pm$ 1.2	0 $\pm$ 0	0 $\pm$ 0	S
<i>Baccharis sphaerocephala</i>	0 $\pm$ 0	0 $\pm$ 0	2.2 $\pm$ 9.4	0 $\pm$ 0	0 $\pm$ 0	0 $\pm$ 0	S
<i>Fragaria chiloensis</i>	0 $\pm$ 0	0 $\pm$ 0	0.7 $\pm$ 2.4	1.3 $\pm$ 4.3	0 $\pm$ 0	0 $\pm$ 0	H
<i>Uncinia phleoides</i>	0.2 $\pm$ 0.7	0.7 $\pm$ 1.3	1 $\pm$ 2.1	0.4 $\pm$ 1	0 $\pm$ 0	0 $\pm$ 0	H
<i>Galium hypocarpium</i>	0.6 $\pm$ 1.7	1 $\pm$ 1.5	0.7 $\pm$ 1.3	0.3 $\pm$ 1.2	0 $\pm$ 0	0 $\pm$ 0	C
<i>Senecio otites</i>	0 $\pm$ 0	0 $\pm$ 0	1.7 $\pm$ 7.1	0 $\pm$ 0	0 $\pm$ 0	0 $\pm$ 0	H
<i>Maytenus magellanica</i>	0.1 $\pm$ 0.3	0.3 $\pm$ 1	0.2 $\pm$ 0.7	0.3 $\pm$ 1.2	0.6 $\pm$ 1.7	0.6 $\pm$ 1.7	T
<i>Viola reichei</i>	0 $\pm$ 0	0 $\pm$ 0	0 $\pm$ 0	0.3 $\pm$ 1.4	0.8 $\pm$ 2.3	0 $\pm$ 0	H
<i>Saxegothea conspicua</i>	0 $\pm$ 0	0.1 $\pm$ 0.3	0.2 $\pm$ 0.7	0 $\pm$ 0	0 $\pm$ 0	0 $\pm$ 0	T
<i>Baccharis sp.</i>	0 $\pm$ 0	0.3 $\pm$ 1	0 $\pm$ 0	0 $\pm$ 0	0 $\pm$ 0	0 $\pm$ 0	S
<i>Gaultheria phillyreifolia</i>	0 $\pm$ 0	0 $\pm$ 0	0 $\pm$ 0	0.2 $\pm$ 0.7	0 $\pm$ 0	0 $\pm$ 0	S
<i>Aristotelia chilensis</i>	0 $\pm$ 0	0.1 $\pm$ 0.3	0 $\pm$ 0	0 $\pm$ 0	0 $\pm$ 0	0 $\pm$ 0	ST
<i>Lomatia hirsuta</i>	0 $\pm$ 0	0 $\pm$ 0	0.1 $\pm$ 0.2	0 $\pm$ 0	0 $\pm$ 0	0 $\pm$ 0	T
<i>Adenocaulon chilense</i>	0 $\pm$ 0	0 $\pm$ 0	0 $\pm$ 0	0 $\pm$ 0	1.1 $\pm$ 2.2	0 $\pm$ 0	H
<i>Azara serrata</i>	0 $\pm$ 0	0 $\pm$ 0	0 $\pm$ 0	0 $\pm$ 0	4.6 $\pm$ 6.9	0.3 $\pm$ 1	S
<i>Berberis trigona</i>	0 $\pm$ 0	0 $\pm$ 0	0 $\pm$ 0	0 $\pm$ 0	0.1 $\pm$ 0.3	0 $\pm$ 0	S
<i>Blechnum hastatum</i>	0 $\pm$ 0	0 $\pm$ 0	0 $\pm$ 0	0 $\pm$ 0	0 $\pm$ 0	0.2 $\pm$ 0.4	H
<i>Blechnum magellanicum</i>	0 $\pm$ 0	0 $\pm$ 0	0 $\pm$ 0	0 $\pm$ 0	0.8 $\pm$ 2.3	0 $\pm$ 0	H
<i>Codonorchis lessonii</i>	0 $\pm$ 0	0 $\pm$ 0	0 $\pm$ 0	0 $\pm$ 0	0.1 $\pm$ 0.3	0 $\pm$ 0	H
<i>Griselinia racemosa</i>	0 $\pm$ 0	0 $\pm$ 0	0 $\pm$ 0	0 $\pm$ 0	0.6 $\pm$ 1.7	0 $\pm$ 0	C
<i>Hydrangea serratifolia</i>	0 $\pm$ 0	0 $\pm$ 0	0 $\pm$ 0	0 $\pm$ 0	0.9 $\pm$ 1.8	0 $\pm$ 0	C
<i>Hymenophyllum pectinatum</i>	0 $\pm$ 0	0 $\pm$ 0	0 $\pm$ 0	0 $\pm$ 0	0.1 $\pm$ 0.3	0 $\pm$ 0	H
<i>Laureliopsis philippiana</i>	0 $\pm$ 0	0 $\pm$ 0	0 $\pm$ 0	0 $\pm$ 0	36.2 $\pm$ 60.4	0 $\pm$ 0	T
<i>Mitraria coccinea</i>	0 $\pm$ 0	0 $\pm$ 0	0 $\pm$ 0	0 $\pm$ 0	0.6 $\pm$ 1.7	0 $\pm$ 0	C
<i>Myrceugenia obtusa</i>	0 $\pm$ 0	0 $\pm$ 0	0 $\pm$ 0	0 $\pm$ 0	1.4 $\pm$ 3.4	0.3 $\pm$ 1	ST
<i>Osmorhiza chilensis</i>	0 $\pm$ 0	0 $\pm$ 0	0 $\pm$ 0	0 $\pm$ 0	1.6 $\pm$ 2.5	0 $\pm$ 0	H
<i>Drimys andina</i>	0 $\pm$ 0	0 $\pm$ 0	0 $\pm$ 0	0 $\pm$ 0	0.1 $\pm$ 0.3	0 $\pm$ 0	S

Table S4. Coverage of exotic species in the treatment plots (MR, BR, MG, and BG) and reference sites (NF and FP), according to the Braun-Blanquet scale (1932). Mean values per plot $\pm$ standard deviation are presented. MR= Monospecific rows, BR= Bi-specific rows, MG= Monospecific groups, BG= Bi-specific group, NF= Native forest and FP= *P. menziesii* forest plantation.

Especie	Treatments				Reference sites		
	MR (n = 9)	BR (n = 9)	MG (n = 18)	BG (n = 18)	NF (n = 9)	FP (n = 9)	FV
<i>Agrostis capillaris</i>	91.1 $\pm$ 37.2	76.1 $\pm$ 53.6	35.9 $\pm$ 30.9	57.6 $\pm$ 41.2	0 $\pm$ 0	0 $\pm$ 0	H
<i>Hypochaeris radicata</i>	8.1 $\pm$ 7	5.2 $\pm$ 3.5	21.1 $\pm$ 23.5	22.3 $\pm$ 24.4	0 $\pm$ 0	0 $\pm$ 0	H
<i>Holcus lanatus</i>	14.4 $\pm$ 12.4	10.3 $\pm$ 11.2	5.6 $\pm$ 9.9	17.1 $\pm$ 25.3	0 $\pm$ 0	0 $\pm$ 0	H
<i>Rubus sp.</i>	13.8 $\pm$ 25.1	3 $\pm$ 6.5	2.9 $\pm$ 5.8	2.6 $\pm$ 6.2	0 $\pm$ 0	0 $\pm$ 0	S
<i>Rumex acetosella</i>	3.2 $\pm$ 2.9	2.8 $\pm$ 2.4	2.4 $\pm$ 3.3	4.2 $\pm$ 5.4	0 $\pm$ 0	0 $\pm$ 0	H
<i>Pseudotsuga menziesii</i>	0.3 $\pm$ 0.5	3.9 $\pm$ 7.8	5.4 $\pm$ 12.8	1.9 $\pm$ 4.1	0.3 $\pm$ 1	88.7 $\pm$ 63.7	T
<i>Digitalis purpurea</i>	0.8 $\pm$ 1.6	1.8 $\pm$ 2.1	1.7 $\pm$ 2.4	1.4 $\pm$ 1.5	0 $\pm$ 0	0 $\pm$ 0	H
<i>Anthoxanthum odoratum</i>	0 $\pm$ 0	0 $\pm$ 0	3.9 $\pm$ 16.5	0 $\pm$ 0	0 $\pm$ 0	0 $\pm$ 0	H
<i>Leucanthemum vulgare</i>	1.6 $\pm$ 3.1	0.3 $\pm$ 1	1.7 $\pm$ 5.9	0.2 $\pm$ 0.7	0 $\pm$ 0	0 $\pm$ 0	H
<i>Carex sp.</i>	0 $\pm$ 0	0.3 $\pm$ 1	0.8 $\pm$ 2.4	0.6 $\pm$ 2	0 $\pm$ 0	0 $\pm$ 0	H
<i>Taraxacum officinale</i>	0.8 $\pm$ 1.3	0.3 $\pm$ 1	0.3 $\pm$ 1	0 $\pm$ 0	0 $\pm$ 0	0 $\pm$ 0	H
<i>Cirsium vulgare</i>	0.1 $\pm$ 0.3	0 $\pm$ 0	0.2 $\pm$ 0.7	0.6 $\pm$ 2	0 $\pm$ 0	0 $\pm$ 0	H
<i>Dactylis glomerata</i>	0 $\pm$ 0	0 $\pm$ 0	0.8 $\pm$ 2.6	0 $\pm$ 0	0 $\pm$ 0	0 $\pm$ 0	H
<i>Lotus pedunculatus</i>	0 $\pm$ 0	0 $\pm$ 0	0.8 $\pm$ 3.5	0 $\pm$ 0	0 $\pm$ 0	0 $\pm$ 0	H
<i>Plantago lanceolata</i>	0 $\pm$ 0	0.3 $\pm$ 1	0.1 $\pm$ 0.2	0 $\pm$ 0	0 $\pm$ 0	0 $\pm$ 0	H
<i>Epilobium sp.</i>	0 $\pm$ 0	0 $\pm$ 0	0 $\pm$ 0	0.2 $\pm$ 0.7	0 $\pm$ 0	0 $\pm$ 0	H
<i>Verbascum thapsus</i>	0 $\pm$ 0	0 $\pm$ 0	0 $\pm$ 0	0.2 $\pm$ 0.7	0 $\pm$ 0	0 $\pm$ 0	H
<i>Veronica serpyllifolia</i>	0 $\pm$ 0	0.3 $\pm$ 1	0 $\pm$ 0	0 $\pm$ 0	0 $\pm$ 0	0 $\pm$ 0	H

Table S5. Results of the environmental variable fit (*envfit*) for the plant community composition NMDS. The analysis includes the comparison between individual restoration treatments (MR, BR, MG, and BG) and reference sites (NF and FP). r^2 = coefficient of determination; p_val = permutation-based p-value; *** p < 0.001, ** p < 0.01, * p < 0.05, ns= non-significant (p > 0.05).

Variable	NMDS1	NMDS2	r^2	p_val	Significance
Oregon cover	0.78	-0.22	0.66	0.001	***
Total Trans	-0.33	0.56	0.42	0.001	***
Exotic cover	0.12	0.63	0.42	0.001	***
Slope	0.64	-0.09	0.41	0.001	***
Woody debris	0.12	-0.45	0.22	0.001	***
Native cover	-0.43	-0.03	0.19	0.002	**
Elevation	0.00	-0.27	0.08	0.058	ns
Mineral soil	-0.15	0.18	0.05	0.152	ns