



UNIVERSIDAD DE CONCEPCIÓN
DIRECCIÓN DE POSTGRADO
FACULTAD DE CIENCIAS FORESTALES
PROGRAMA DE MAGISTER EN CIENCIAS FORESTALES

**EVALUACIÓN INICIAL DE LOS TRATAMIENTOS DE CONTROL PARA LA
INVASIÓN DE *Pinus contorta* Douglas ex Loudon. EN LA PATAGONIA
CHILENA.**

POR: SILVIA MERCEDES CORREA OTERO

Tesis presentada a la Facultad de Ciencias Forestales de la Universidad de
Concepción para optar el grado académico de Magister en Ciencias Forestales.

Profesor guía: Aníbal Pauchard Cortés.

Julio 2025.

Concepción, Chile.

**EVALUACIÓN INICIAL DE LOS TRATAMIENTOS DE CONTROL PARA LA
INVASIÓN DE *Pinus contorta* Douglas ex Loudon. EN LA PATAGONIA
CHILENA.**

Comisión evaluadora:

Aníbal Pauchard Cortés
(Profesor Guía)
Ingeniero Forestal, Dr.

Rafael García Araya
(Profesor Co-Guía)
Ingeniero Forestal, Dr.

Marcela Bustamante Sánchez
(Comisión de Evaluación)
Bióloga, Dr.

Mónica Ortiz
(Comisión de Evaluación)
Licenciada en Biología, PhD.

Eduardo Fuentes Lillo
(Comisión de Evaluación)
Ingeniero en Biotecnología Vegetal, PhD.

Director de Postgrado
Vicente Hernández
Ingeniero en maderas. PhD

Decano Facultad de Ciencias Forestales
Eugenio Sanfuentes
Ingeniero Forestal, Dr.

DEDICATORIA

*A mi hijo, mi maestro. A mi esposo, mi compañero. A mis padres, mis guías. A
mis hermanas, mis cómplices.*

AGRADECIMIENTOS

Agradezco a la Universidad de Concepción por la beca de arancel 100%.

Agradezco sinceramente a mi profesor guía, Dr. Aníbal Pauchard Cortés, por su apoyo constante a lo largo de este proceso. Gracias por sus palabras de aliento en los momentos difíciles, por confiar en mí y, sobre todo, por recordarme que las segundas oportunidades sí existen. Su acompañamiento fue fundamental tanto en lo académico como en lo personal.

También agradezco profundamente a mi profesor co-guía, Dr. Rafael García, por su valiosa colaboración en el desarrollo de esta tesis. Su paciencia, carisma y buen humor hicieron de este camino una experiencia más amena y enriquecedora. Su disposición para orientar y compartir sus conocimientos fue clave en mi formación.

Agradezco al Proyecto “Métodos de manejo efectivos para el control de Pino contorta” 014/018 financiado por el Fondo de Investigación del Bosque Nativo de CONAF.

Agradezco al Laboratorio de Invasiones Biológicas (LIB) por haber facilitado las instalaciones, la logística y los recursos necesarios para el desarrollo de esta tesis, así como por el apoyo económico brindado para la participación en dos congresos. Extiendo mi gratitud a todo el equipo del laboratorio por su calidez humana, su constante disposición y apoyo, los cuales hicieron de este proceso

una experiencia profundamente enriquecedora, tanto en lo profesional como en lo personal.

Agradezco al Instituto de Ecología y Biodiversidad (IEB) por su respaldo institucional y por su contribución al fortalecimiento de la investigación científica, mediante el apoyo brindado a través del proyecto FIBN-CONAF 014/2018 y del financiamiento ANID/BASAL FB210006.

Agradezco a Marcelo Orellana y Nicole Sandoval, entrañables compañeros de terreno, con quienes compartí no solo el trabajo diario, sino también momentos de alegría y compañerismo que hicieron de esta experiencia algo memorable.

A mi esposo, le expreso mi más sincero agradecimiento por su apoyo incondicional, su paciencia y su guía constante a lo largo de este proceso. Su presencia fue fundamental en cada etapa de esta tesis.

A mis padres, les agradezco por estar siempre presentes en todos los momentos de mi vida. Gracias por su amor, su respaldo inquebrantable y por ser mi sostén en los momentos más desafiantes.

A mis hermanas, gracias por alentarme constantemente a perseguir mis sueños y por creer en mí incluso cuando yo misma dudaba. Su apoyo ha sido una fuente constante de motivación.

TABLA DE CONTENIDO

ÍNDICE DE TABLAS	viii
ÍNDICE DE ILUSTRACIONES	ix
RESUMEN	xii
ABSTRACT	xiii
1 INTRODUCCIÓN	14
1.1 Plantas exóticas invasoras	15
1.2 Pináceas invasoras	17
1.3 <i>Pinus contorta</i> Douglas ex Loudon.	20
1.4 Impactos de <i>Pinus contorta</i> en el hemisferio sur.	21
1.5 Invasión de <i>Pinus contorta</i> Dougl. ex Loudon en la Patagonia Chilena.	25
1.6 Control y manejo de la invasión de <i>Pinus contorta</i> .	27
1.7 Método de control mecánico	29
1.8 Anillado manual- Remoción de corteza	30
1.9 Método de control químico- Inyección del tallo	32
2 METODOLOGÍA	35
2.1 Área de estudio	35
2.2 Diseño de muestreo.	37
2.2.1 Distribución de las unidades muestrales para los tratamientos de corta y anillado en individuos de <i>Pinus contorta</i> .	38
2.3 Implementación de los tratamientos de control.	40
2.3.1 Remoción mecánica de individuos mediante corta.	40
2.3.2 Aplicación del tratamiento de anillado.	44
- Poda sin anillado (testigo):	44
- Anillado manual:	44
- Anillado químico	44
2.4 Evaluación de la efectividad de los tratamientos de control.	45
2.5 Efectos de los tratamientos de control sobre la vegetación acompañante y la Re-invasión.	46
2.6 ANÁLISIS ESTADÍSTICO.	48

2.6.1	Evaluación del método de control	48
2.6.2	Evaluación de la vegetación acompañante.	49
3	RESULTADOS	51
3.1	Caracterización estructural de la invasión de <i>Pinus contorta</i>	51
3.2	Efectividad del tratamiento de control mecánico	52
3.2.1	Cobertura de dosel de <i>Pinus contorta</i> en control mecánico	52
3.2.2	Sobrevivencia de ramas basales de individuos de <i>Pinus contorta</i> .	53
3.2.3	Re-invasión para corta.	55
3.2.4	Respuesta de la vegetación acompañante en el tratamiento de corta.	56
3.3	Efectividad del tratamiento de anillado	62
3.3.1	Reducción de la cobertura de dosel y daño de copa de <i>Pinus contorta</i>	62
3.3.2	Re-invasión para anillado.	65
3.3.1	Respuesta de la vegetación acompañante en el tratamiento de anillado	67
4	DISCUSIÓN	73
4.1	Efectividad de los métodos de control mecánico	73
4.2	Efectividad del tratamiento de control de anillado	76
4.3	Respuesta de la vegetación acompañante a los tratamientos de control.	79
4.3.1	Cambios en la riqueza y cobertura de plantas nativas en tratamiento mecánico.	79
4.3.2	Cambios en la riqueza y cobertura de especies exóticas después del control mecánico.	82
4.3.3	Cambios en la riqueza y cobertura de especies de plantas (nativas y exóticas) después del control de <i>Pinus contorta</i> para parcelas de anillado.	84
5	IMPLICANCIAS PARA LA PRACTICA	86
6	CONCLUSIONES	88
7	REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS	90

ÍNDICE DE TABLAS

TABLA 1. RESUMEN DE TRATAMIENTOS DE CONTROL MEDIANTE VOLTEO TRADICIONAL APLICADOS EN COYHAIQUE ALTO.	43
---	----

ÍNDICE DE ILUSTRACIONES

FIGURA 1. PLANO DE UBICACIÓN DEL SITIO DE ESTUDIO (COYHAIQUE ALTO) Y DISTRIBUCIÓN DE LAS PARCELAS INSTALADAS PARA TRATAMIENTO DE CORTA Y ANILLADOS.....	37
FIGURA 2. INVASIÓN DE PINUS CONTORTA EN LA ESTEPA EN EL SECTOR COYHAIQUE ALTO, PATAGONIA, CHILE. CRÉDITOS LABORATORIO INVASIONES BIOLÓGICAS. ..	38
FIGURA 3. DISTRIBUCIÓN DE UNIDADES MUESTRALES PARA CORTA Y ANILLADO.	40
FIGURA 4. ESQUEMA DE LA UNIDAD MUESTRAL Y DISTRIBUCIÓN DE SUB-PARCELAS PARA LA EVALUACIÓN DE DIVERSIDAD.	40
FIGURA 5. TRATAMIENTO DE CONTROL DE PINUS CONTORTA MEDIANTE LA CORTA. A) PODA DE INDIVIDUOS. B) VOLTEO DE INDIVIDUOS. C) MARCADO DE TOCONES CORTADOS. D) APLICACIÓN DEL HERBICIDA SOBRE EL TOCÓN. E) TRITURADO DE DESECHOS. F) DESECHOS DENTRO DE LA PARCELA.	44
FIGURA 6. TRATAMIENTO DE CONTROL MEDIANTE ANILLADO. A) PERFORACIÓN DEL TRONCO. B) INYECCIÓN DEL HERBICIDA EN EL TRONCO. C) ANILLADO MANUAL DESCORTEZADO.	47
FIGURA 7. COBERTURA DEL DOSEL (%), SEGÚN TRATAMIENTO MECÁNICO (CON DESECHOS, DESECHOS FUERA Y TRITURADO DENTRO) Y PERIODO DE EVALUACIÓN (PRE-CONTROL Y POST-CONTROL).....	52
FIGURA 8. PROBABILIDAD DE PRESENCIA RAMAS VIVAS EN EL TOCÓN EN RELACIÓN CON EL DIÁMETRO DEL ÁRBOL (CM) PARA DOS TRATAMIENTOS DE CORTA: CON APLICACIÓN DE HERBICIDA (LÍNEA ROJA) Y SIN HERBICIDA (LÍNEA AZUL).	53
FIGURA 9. RE-INVASIÓN DE PINO MEDIDA COMO NÚMERO DE INDIVIDUOS POR HA EN FUNCIÓN DEL TRATAMIENTO APLICADO SOBRE LOS RESIDUOS DE TALA (“CON DESECHOS”, “TRITURADO DENTRO” Y “TRITURADO FUERA”) Y EL PERIODO DE EVALUACIÓN (PRE-CONTROL Y POST-CONTROL).....	54
FIGURA 10. RIQUEZA DE ESPECIES NATIVAS (NÚMERO DE ESPECIES) ANTES (PRE-CONTROL) Y DESPUÉS (POST-CONTROL) DE LA APLICACIÓN DE TRES TRATAMIENTOS	

DE MANEJO DE RESIDUOS TRAS LA TALA: "CON DESECHOS", "TRITURADO DENTRO" Y "DESECHOS FUERA"	56
FIGURA 11. COBERTURA PROMEDIO DE ESPECIES NATIVAS (%) ANTES (PRE-CONTROL) Y DESPUÉS (POST-CONTROL) DE LA APLICACIÓN DE TRES TRATAMIENTOS DE MANEJO DE RESIDUOS TRAS LA CORTA: "CON DESECHOS", "TRITURADO DENTRO" Y "DESECHOS FUERA"	57
FIGURA 12. RIQUEZA PROMEDIO DE ESPECIES EXÓTICAS (NÚMERO DE ESPECIES POR METRO CUADRADO) ANTES (PRE-CONTROL) Y DESPUÉS (POST-CONTROL) DE LA APLICACIÓN DE TRES TRATAMIENTOS DE MANEJO DE RESIDUOS TRAS LA TALA: "CON DESECHOS", "TRITURADO DENTRO" Y "DESECHOS FUERA"	59
FIGURA 13. COBERTURA PROMEDIO DE ESPECIES EXÓTICAS (%) ANTES (PRE-CONTROL) Y DESPUÉS (POST-CONTROL) DE LA APLICACIÓN DE TRES TRATAMIENTOS DE MANEJO DE RESIDUOS TRAS LA CORTA: "CON DESECHOS", "TRITURADO DENTRO" Y "DESECHOS FUERA"	60
FIGURA 14. COBERTURA DEL DOSEL (%), SEGÚN TRATAMIENTO DE ANILLADO APLICADO (TESTIGO, MANUAL Y QUÍMICO) Y PERIODO DE EVALUACIÓN (PRE-CONTROL Y POST-CONTROL).....	62
FIGURA 15. RELACIÓN ENTRE EL DIÁMETRO DEL TRONCO (CM) Y EL PORCENTAJE DE DAÑO DE COPA EN PINUS CONTORTA DURANTE EL SEGUNDO AÑO TRAS LA APLICACIÓN DE TRATAMIENTOS DE ANILLADO. SE COMPARAN TRES TRATAMIENTOS: ANILLADO MANUAL (LÍNEA ROJA), ANILLADO QUÍMICO (LÍNEA AZUL)	64
FIGURA 16. RE-INVASIÓN DE INDIVIDUOS DE PINUS CONTORTA (NÚMERO DE INDIVIDUOS POR HECTÁREA), SEGÚN EL TRATAMIENTO DE ANILLADO ("MANUAL", "QUÍMICO" Y "TESTIGO") EN EL PERIODO DE EVALUACIÓN POST-CONTROL.....	65
FIGURA 17. RIQUEZA PROMEDIO DE ESPECIES NATIVAS (NÚMERO DE ESPECIES M ⁻²) ANTES (PRE-CONTROL) Y DESPUÉS (POST-CONTROL) DE LA APLICACIÓN DE TRES TRATAMIENTOS DE CONTROL POR ANILLADO: "MANUAL", "QUÍMICO" Y "TESTIGO" ..	67
FIGURA 18. COBERTURA PROMEDIO DE ESPECIES NATIVAS (%) ANTES (PRE-CONTROL) Y DESPUÉS (POST-CONTROL) DE LA APLICACIÓN DE TRES TRATAMIENTOS DE CONTROL POR ANILLADO: "TESTIGO", "MANUAL" Y "QUÍMICO".	68

FIGURA 19. RIQUEZA DE ESPECIES EXÓTICAS (NÚMERO DE ESPECIES·M ⁻²) EN PARCELAS INTERVENIDAS MEDIANTE TRATAMIENTOS DE ANILLADO (MANUAL, QUÍMICO Y TESTIGO), COMPARANDO LOS PERIODOS PRE Y POST-CONTROL.....	70
FIGURA 20. COBERTURA PROMEDIO DE ESPECIES EXÓTICAS (%) EN PARCELAS INTERVENIDAS MEDIANTE TRATAMIENTOS DE ANILLADO (MANUAL, QUÍMICO Y TESTIGO), COMPARANDO LOS PERIODOS PRE Y POST-CONTROL.....	71

RESUMEN

La invasión de especies exóticas representa una de las principales amenazas para la biodiversidad y el funcionamiento de los ecosistemas. En la Patagonia chilena, *Pinus contorta* ha mostrado una alta capacidad invasora, afectando ecosistemas de estepa. Esta investigación evaluó la efectividad de distintos tratamientos de control —mecánicos y químicos— aplicados a individuos naturalizados de *P. contorta*, así como sus efectos sobre la vegetación nativa y exótica en Coyhaique Alto, Aysén. Se implementaron dos esquemas principales: (i) corta de individuos con y sin aplicación de herbicida (triclopir), bajo tres modalidades de manejo de residuos (con desechos, triturado dentro y desechos fuera); y (ii) anillado de árboles mediante remoción manual de corteza, inyección de triclopir y un tratamiento testigo. A través de modelos mixtos, se analizaron variables de ramas basales, el daño en copa, la riqueza y cobertura de especies, y la capacidad de re-invasión.

El anillado manual fue el tratamiento más efectivo para inducir daño en la copa, especialmente en árboles pequeños. El anillado químico tuvo un efecto moderado y sostenido, reduciendo la regeneración sin favorecer la re-invasión. En los tratamientos de corta, la presencia de ramas vivas se relacionó negativamente con el diámetro del tocón. La riqueza de especies se mantuvo estable, mientras que la cobertura tuvo una reducción. Los resultados sugieren que estas estrategias pueden ser efectivas si se integran con monitoreo y restauración, contribuyendo al diseño de planes de manejo adaptados a la realidad ecológica de la Patagonia chilena.

ABSTRACT

The invasion of exotic species represents one of the main threats to biodiversity and ecosystem functioning. In the Chilean Patagonia, *Pinus contorta* has shown a high invasive capacity, affecting steppe ecosystems. This study evaluated the effectiveness of various control treatments—both mechanical and chemical—applied to naturalized individuals of *P. contorta*, as well as their effects on native and exotic vegetation in Coyhaique Alto, Aysén Region. Two main strategies were implemented: (i) tree cutting with and without herbicide application (triclopyr), under three debris management modalities (with debris, chipped in place, and debris removed) and (ii) girdling of trees by manual bark removal, triclopyr injection, and a control (untreated) group. Using mixed models, the study analyzed variables such as basal branch presence, crown damage, species richness and cover, and the potential for re-invasion.

Manual girdling was the most effective treatment in inducing crown damage, particularly in smaller trees. Chemical girdling showed a moderate and sustained effect, reducing regeneration without promoting re-invasion. In the cutting treatments, the presence of live basal branches was negatively associated with stump diameter. Species richness remained stable, while overall vegetation cover declined. The results suggest that these management strategies can be effective when integrated with monitoring and restoration efforts, contributing to the development of management plans adapted to the ecological context of the Chilean Patagonia.

1 INTRODUCCIÓN

Uno de los principales determinantes de los cambios en la biodiversidad a escala global son las invasiones biológicas, las cuales se reconocen como uno de los cinco impulsores directos más importantes del cambio en la naturaleza, junto con el cambio en el uso del suelo y del mar, la explotación directa de organismos, el cambio climático y la contaminación (IPBES, 2023; Roy et al. 2023; Pyšek et al., 2020). Históricamente, la acción humana ha causado la dispersión accidental o intencional de muchas especies más allá de sus rangos de distribución originales, y este proceso se encuentra actualmente en su máxima expresión debido a la globalización del comercio y el transporte (Seebens et al., 2017; IPBES, 2023).

Las invasiones biológicas se definen como el fenómeno mediante el cual una especie expande su rango geográfico de distribución y ocupa regiones en las que previamente no se encontraba (Blackburn et al., 2011). El proceso de invasión comienza con la dispersión primaria, que consiste en trasladar una especie desde su ambiente natural a un nuevo rango geográfico (Essl et al., 2015). Una vez que la especie ha llegado a un nuevo sitio, se considera introducida (IPBES, 2023), y si logra adaptarse y establecer poblaciones persistentes, se vuelve naturalizada. Posteriormente, una especie es considerada invasora cuando es capaz de expandirse, ocupar nuevos territorios y generar impactos ecológicos, económicos o sociales significativos (Blackburn et al., 2011; Pyšek et al., 2020).

Aunque solo una fracción de las especies introducidas logran establecerse y una proporción aún menor se vuelve invasora, la probabilidad de éxito de una invasión aumenta en función de factores como la adecuación ecológica de la especie al nuevo ambiente, la presión de propágulos y el grado de asistencia humana posterior a su introducción (Lockwood et al., 2005; Pyšek et al., 2020; IPBES, 2023). Una vez establecida, una especie exótica puede alterar la estructura y funcionamiento de los ecosistemas receptores, generando efectos negativos como la pérdida o desplazamiento de especies nativas, la degradación del hábitat y la disminución de recursos como el agua y los nutrientes (Simberloff et al., 2013; Ricciardi et al., 2021).

Además, las invasiones pueden modificar propiedades del suelo (pH, temperatura, estructura) y alterar procesos ecológicos fundamentales como los regímenes de disturbios naturales (fuegos, inundaciones), con consecuencias a escala de paisaje (IPBES, 2023; Ehrenfeld, 2010; Pyšek et al., 2020).

1.1 Plantas exóticas invasoras

La creciente actividad humana, durante las últimas décadas, han intercambiado miles de especies de plantas leñosas fuera de sus rangos naturales con diferentes fines, y muchas especies de árboles y arbustos se han naturalizado o han invadido (Richardson & Rejmánek 2004). Richardson et al. (2000) definen a

las plantas invasoras como aquellas que producen descendencia reproductiva a distancias considerables de la planta madre, es decir a más de 100 m en menos de 50 años para taxones que se extienden a partir de semillas. El aumento de la abundancia de árboles en hábitats en los que antes no existían está causando una amplia gama de cambios en diversas características de los ecosistemas invadidos en muchas partes del mundo. Por ejemplo, las invasiones de plantas pueden alterar el régimen de fuego, el ciclo de nutrientes, la hidrología y el flujo de energía en un ecosistema nativo (Mack et al. 2000). Igualmente, pueden disminuir en gran medida la abundancia o supervivencia de las especies nativas (Mack et al. 2000). Esto ha provocado la supresión de plantas nativas y/o la creación de hábitats para especies exóticas (Richardson & Higgins, 1998).

La mayoría de las invasiones de plantas ocurren en ambientes perturbados, pero investigaciones demuestran que las plantas exóticas invasoras pueden afectar sitios relativamente originales, incluyendo ecosistemas de alta montaña y bosques nativos (Pauchard et al. 2009). Por lo tanto, las especies invasoras, han sido reconocidas como una amenaza potencial para la conservación de las zonas protegidas (Lonsdale 1999; Mack et al. 2000). Las especies arbóreas pueden ser altamente invasivas y por tanto una amenaza para los ecosistemas (Pauchard et al. 2014). Dentro de estas especies, las coníferas son el principal grupo gracias a su gran capacidad para migrar rápidamente a otros hábitats donde la resistencia biótica se ha reducido (Richardson & Bond 1991; Richardson 2006; Simberloff et al. 2010).

1.2 Pináceas invasoras

Las coníferas del género *Pinus* han sido ampliamente utilizadas en plantaciones forestales debido a su rápido crecimiento y valor comercial. Sin embargo, también se encuentran entre los árboles más invasivos del mundo, especialmente en regiones fuera de su rango nativo (Nuñez et al., 2017). Numerosas especies del género se han dispersado más allá de los límites de las plantaciones, colonizando ecosistemas naturales y alterando profundamente su estructura y funcionamiento (Richardson et al., 2000; Essl et al., 2010; Nuñez et al., 2017; IPBES, 2023). Estudios recientes confirman que diversas especies de *Pinus* cumplen con los principales criterios de invasividad, tales como una alta capacidad de dispersión, establecimiento en hábitats abiertos, formación de bancos de semillas y tolerancia a condiciones ambientales variables (Nuñez et al., 2017; Pyšek et al., 2020). La alta presión de propágulos generada por las plantaciones industriales de *Pinus* spp., junto con su capacidad ecológica intrínseca para colonizar nuevas áreas, son considerados los principales impulsores de su comportamiento invasor en diversos ecosistemas (Nuñez et al., 2017; Essl et al., 2010; IPBES, 2023; Pyšek et al., 2020). Las especies de este género son demandantes de luz, tienen rápido crecimiento, se regenera en rodales de edad uniforme después de una perturbación y se establecen en el nuevo ecosistema (Richardson & Rejmánek 2004), por lo que se han convertido en un buen modelo para estudiar el proceso de invasión de especies arbóreas. Richardson (2006) resume las

razones del modelo de invasión de las pináceas de la siguiente manera: i) El género *Pinus* contiene un gran número de especies que rondan alrededor de 111; ii) Presenta una serie de adaptaciones ecológicas, reflejadas principalmente en las interacciones con el fuego y la dispersión de semillas; iii) Los pinos tienen diferentes cualidades que los hacen útiles para los seres humanos, por esta razón han sido ampliamente plantados y manejados en el mundo - e.g., la producción de madera es una de ellas y ha incitado a plantar estas especies tanto en su rango natural de distribución como fuera de éste; iv) El éxito de las introducciones en nuevos hábitats y la producción comercial están bien documentadas; v) Unas pocas especies del género *Pinus* se encuentran entre las especies más usadas en el mundo y se han plantado en grandes superficies, exponiéndolos a un amplio rango de hábitats potenciales para invadir; vi) La actividad humana ha permitido ampliar el rango natural de las especies del género *Pinus*; el manejo al cual han sido sometidas se ha enfocado en mejorar la productividad, pero algunos de estos factores se relacionan directamente con la invasión en regiones extranjeras.

Una vez que los pinos logran naturalizarse en un área, pueden aumentar rápidamente su densidad y biomasa, generando impactos significativos en la biodiversidad y en los procesos ecológicos del ecosistema, incluyendo alteraciones en los regímenes hídricos y de fuego (Nuñez et al., 2017; Pyšek et

al., 2020; IPBES, 2023). Uno de los impactos más notables de las invasiones por especies de *Pinus* es el reemplazo de la vegetación nativa, como matorrales y pastizales, por bosques densos, cerrados y coetáneos, lo que genera una transformación estructural del ecosistema y una marcada pérdida de biodiversidad (Nuñez et al., 2017; Simberloff et al., 2013; IPBES, 2023). La introducción y naturalización de pináceas se ha realizado a nivel mundial, tanto en países de Europa (e.g., Irlanda, Reino Unido, Noruega, Suecia, Finlandia y Rusia), como en países del hemisferio sur (e.g. Chile, Argentina, Nueva Zelanda, Australia y Sudáfrica), sin embargo, este último ha sido fuertemente afectado debido a que, a diferencia de los países europeos del hemisferio norte, no cuenta con la presencia de especies de *Pinus* nativas, lo que lleva a entender que estas especies no tienen interacciones bióticas negativas, ni una estrecha similitud funcional y filogenética, como tampoco un control biológico (Gundale et al. 2014).

Al menos 19 especies de *Pinus* se han establecido como invasoras de ecosistemas naturales, de un total de 21 especies invasivas a nivel mundial (Richardson 2006). Según Richardson y Higgins (1998), existen 8 especies de pino que son “malezas” de gran importancia, siendo la principal *Pinus contorta* Douglas ex Loudon. Investigaciones demuestran la gran capacidad de *P.*

contorta para invadir el hemisferio sur (Ledgard 2001; Richardson & Rejmanek 2004; Langdon et al. 2010).

1.3 *Pinus contorta* Douglas ex Loudon.

Pinus contorta es reconocido por su gran amplitud ecológica (Lotan & Critchfield 1990; Ledgard 2001), ya que se adapta a condiciones en un amplio rango geográfico de latitud y altitud. (Despain 2001) Se distribuye naturalmente en los Estados Unidos y Canadá, bajo una amplia variedad de condiciones climáticas. Teniendo en cuenta su amplia distribución geográfica, las temperaturas mínimas en las que se desarrolla oscilan entre -57 y 7 °C, y las temperaturas máximas entre 27 y 38 °C. En su área de distribución natural, produce semillas viables a una edad temprana entre los 5 y 10 años. La producción de conos en árboles dominantes y co-dominantes puede variar desde unos cientos a miles por árbol, acumulándolos durante décadas. El tamaño de su semilla es relativamente pequeño en comparación con otras especies de *Pinus* (Lotan & Critchfield 1990). La germinación y el establecimiento de la especie se ven favorecidos cuando ocurre en un suelo mineral expuesto. Una humedad adecuada del suelo es necesaria durante las primeras semanas después de ocurrida la germinación, por esta razón, la germinación se produce una vez que se ha derretido la nieve (Despain 2001). Las plántulas son resistentes a los daños por congelación. Esta

especie es intolerante a la sombra y crece mejor bajo la radiación solar directa. La densidad del rodal puede alcanzar miles o incluso cien mil árboles por hectárea. Las plántulas de *P. contorta* invaden fácilmente las zonas no boscosas y por lo general la competencia con pastos es la más perjudicial (Gundale et al. 2014; Lotan & Critchfield 1990). Adicionalmente, *P. contorta* se encuentra entre las 5 especies de pinos más invasoras, al obtener uno de los puntajes más altos en mínimo periodo juvenil, el peso de las semillas y el intervalo entre grandes producciones de semillas en la función discriminante z (Rejmánek & Richardson 1996).

1.4 Impactos de *Pinus contorta* en el hemisferio sur.

La invasión de *Pinus contorta* genera una variedad de impactos en los ecosistemas nativos, que incluyen desde la modificación de la estructura y composición de la vegetación hasta alteraciones en los procesos del suelo y en la acumulación de combustible disponible para la propagación de incendios forestales (Simberloff et al. 2010; Gundale et al. 2014; Nuñez et al. 2017). Esta especie puede transformar la estructura de ambientes abiertos como pastizales y matorrales en rodales densos, disminuyendo significativamente la diversidad y riqueza de especies nativas (Langdon et al. 2010; McGregor et al. 2012; Franzese & Raffaele 2017). Además, modifica el ciclo de nutrientes del suelo debido a la

sombra y la acumulación de hojarasca, efectos que pueden persistir incluso tras su remoción (Dickie et al. 2014). En esta línea, García et al. (2023) demostraron que la invasión de *P. contorta* altera significativamente las condiciones microambientales del sotobosque en bosques nativos del sur de Chile, al reducir la disponibilidad de luz, modificar la temperatura y humedad del suelo, y afectar la regeneración de especies nativas, incluso en etapas tempranas de la invasión, como también facilitar la expansión continua de la invasión. Asimismo, Cobar-Carranza et al. (2015) identificaron que el fuego puede aumentar la capacidad invasiva de *P. contorta*, al generar condiciones favorables para su establecimiento, como mayor exposición del suelo mineral y reducción de la competencia vegetal, lo que refuerza su potencial para expandirse rápidamente en paisajes perturbados.

Nilsson et al. (2008) sugieren que la práctica de plantar *P. contorta* puede simplificar la flora del sotobosque, lo que puede conducir a una disminución en la riqueza de especies a nivel del paisaje y puede oponerse a los objetivos de biodiversidad ambiental. Estudios revelan que *P. contorta* es altamente invasivo y coloniza rápidamente pastizales naturales y seminaturales, matorrales abiertos y zonas sub-alpinas (Ledgard 2001; McGregor et al. 2012).

Pinus contorta ha sido naturalizado en regiones como Gran Bretaña, Irlanda y Rusia, y es considerado invasor en Australia, Nueva Zelanda, Suecia y Chile (Ledgard 2001; Richardson & Rejmánek 2011; Moyano et al. 2023). Por ejemplo, en Nueva Zelanda, *P. contorta* fue introducido en 1880, y en 1960 habían más de 10.000 ha de rodales puros o mixtos (3% del área total establecida en bosques exóticos). A finales de 1940 se registró un aumento de la invasión en el área afectada, de modo que para 2001, 150.000 ha contenían la especie (Ledgard 2001). La propagación se produjo en un patrón escalonado, similar al registrado para otros pinos (Richardson et al. 1994; Richardson & Higgins 1998; Richardson 2006), lo que representó un costo elevado para su manejo por los organismos gubernamentales locales y nacionales (New Zealand Wilding Conifer Management Group 2014). En Suecia en tanto, la introducción de *P. contorta* inició en 1970. Después de 30 años, se establecieron rodales que cubrieron más de 600.000 hectáreas, lo que corresponde a casi el 3% de las tierras boscosas del país (Elfving et al. 2001).

En América del Sur, la expansión de especies de pinos ha sido más reciente, pero está aumentando rápidamente debido a la intensificación forestal y a disturbios antrópicos (Nuñez et al. 2017; Richardson et al. 2008). Investigaciones recientes destacan la dominancia de la invasión de *P. contorta* en etapas tempranas en la Patagonia Argentina y Chilena (Sarasola et al. 2006; Peña et al. 2008; Langdon et al. 2010; Gundale et al. 2014). Se ha documentado que su reclutamiento puede

comenzar a los 12 años y expandirse a más de 1 km de la plantación original (Peña et al. 2008).

En 1962, el gobierno chileno inició programas de reforestación para controlar la erosión y degradación del suelo en áreas afectadas por agricultura intensiva. El Instituto Forestal (INFOR) desarrolló un programa de introducción de especies, estableciendo parcelas de prueba en más de 100 áreas ubicadas entre la Región de Coquimbo y las Regiones de los Lagos, incluyendo áreas protegidas como Parques y Reservas Nacionales. Allí se establecieron grandes parcelas de prueba con el fin de determinar las especies adecuadas para controlar la erosión (Löewe y Murillo 2001). Actualmente a escala nacional, individuos de *P. contorta* invaden áreas protegidas para la conservación de la biodiversidad (Peña & Pauchard 2001; Langdon et al. 2010; Urrutia et al. 2013; Cobar-Carranza et al. 2014; Franzese et al. 2017).

El potencial invasor de *P. contorta* se ha evidenciado y estudiado en la Reserva Nacional Malalcahuello (Peña et al. 2008), donde se introdujo más de 10 especies de árboles en 1970, entre ellas *P. contorta* Dougl. ex Loud. Después de 33 años de la introducción de la especie, la extensión de la invasión alcanzó 78 ha y se detectaron individuos establecidos a 1200 m de la plantación (Peña et al. 2008). Cobar-Carranza et al. (2014) informaron cambios en la estructura del combustible de los bosques nativos de *Araucaria araucana*, debido al aumento de *P. contorta*, que podría resultar en un mayor riesgo de incendios de copas. Por su parte, Urrutia et al. (2013) concluyeron que *P. contorta* es capaz de reducir la diversidad

vegetal en zonas de montaña (R.N Malalcahuello) cuando invade en grandes densidades.

1.5 Invasión de *Pinus contorta* Dougl. ex Loudon en la Patagonia Chilena.

Durante gran parte de la segunda mitad del siglo XX, la Región de Aysén, en la Patagonia chilena, fue intensamente afectada por incendios provocados con el propósito de habilitar tierras para actividades ganaderas y agrícolas (Langdon et al. 2010). Como resultado, se estima que más de tres millones de hectáreas fueron destruidas por el fuego, lo que ocasionó una transformación severa del paisaje original (Gascón 2005). En respuesta a esta degradación ambiental, se introdujeron diversas especies de pinos exóticos —entre ellas *Pinus contorta*— con el objetivo de evaluar su utilidad en programas de restauración y control de la erosión del suelo (Langdon et al. 2010). Para el año 2010, *P. contorta* se encontraba aún en una etapa de invasión temprana en la región, con una regeneración natural que alcanzaba hasta 60 metros de distancia desde la fuente de semillas original, y con una densidad media máxima registrada de 13.222 individuos por hectárea (Langdon et al. 2010). A esta situación se suma una fuerte presión de pastoreo ejercida por ovejas domésticas y por la liebre europea, lo que ha contribuido a la alteración significativa de la cobertura vegetal y la estructura del suelo en la estepa patagónica (Langdon et al. 2010).

Recientes investigaciones muestran los impactos generados en la Patagonia chilena por la invasión de *P. contorta*. Por ejemplo, se ha evidenciado que la cobertura del dosel de *Pinus contorta* redujo significativamente en un 70% el número de especies nativas (Bravo-Monasterio et al. 2016). Igualmente, Taylor et al. (2016), afirmaron que la cobertura de *P. contorta* tuvo una relación negativa con la cobertura de 14 especies nativas. Otro estudio reveló que la riqueza y la cobertura de especies nativas que se encontraban bajo el dosel de *P. contorta* disminuyeron al aumentar el tamaño del pino (altura y área del dosel) (Franzese et al. 2017).

La invasión de *Pinus contorta* representa una amenaza creciente para la estepa patagónica y los ecosistemas de pastizales naturales del sur de Chile. Diversos estudios han evidenciado que estos ambientes están atravesando un proceso de selección ecológica en etapas tempranas de invasión, lo que podría conducir a un aumento sostenido en la abundancia de árboles invasores en sitios donde antes estaban ausentes o eran escasos, y a la consiguiente pérdida de la vegetación nativa (Langdon et al. 2010; Bravo-Monasterio et al. 2016; Franzese et al. 2017; Richardson & Higgins 1998). La expansión de la industria forestal ha intensificado este fenómeno, favoreciendo la dispersión de especies leñosas exóticas hacia ecosistemas abiertos y sin historia evolutiva con árboles, incrementando así los impactos ecológicos observados. En particular, *P. contorta* ha mostrado una alta capacidad para modificar las condiciones microambientales del sotobosque incluso en etapas iniciales de establecimiento, afectando la

regeneración de especies nativas. García et al. (2023) demostraron que estos efectos ocurren incluso en invasiones incipientes, lo que refuerza la urgencia de actuar antes de que la especie logre consolidarse. Estas alteraciones no solo comprometen la estructura y funcionalidad de los ecosistemas invadidos, sino que también podrían generar retroalimentaciones que faciliten su expansión. En este contexto, resulta prioritario implementar estrategias de manejo preventivo y control temprano para conservar la biodiversidad, proteger las funciones ecosistémicas y evitar los altos costos ecológicos y económicos asociados a su propagación.

1.6 Control y manejo de la invasión de *Pinus contorta*.

El proceso de invasión de las especies de cultivo forestal, como es el caso de las pináceas invasoras, se considera una externalidad negativa de la actividad forestal (Nuñez et al. 2017). El control de especies invasoras tiene como objetivo revertir el impacto por medio de la recuperación de la estructura y la composición de las comunidades naturales, así como reducir el área cubierta y evitar su expansión (Zalba & Ziller 2007).

A diferencia de muchas especies arbóreas invasoras, las especies de la Familia *Pinaceae* son relativamente fáciles de controlar, especialmente cuando son de menor tamaño (plántulas y retoños) y se encuentran en densidades bajas

(menos de 100 árboles por hectárea) (Nuñez et al. 2017). Además, es sabido que ninguna de las especies de pináceas invasoras rebrota después de su corta, las semillas que produce no son de larga duración y las plántulas pueden ser extraídas fácilmente a mano (Ledgard 2001). El manejo apropiado para el control de los pinos depende principalmente de la densidad del rodal, del tamaño del árbol y de la superficie del área invadida; las variables mencionadas influyen en la viabilidad y rentabilidad del control de las pináceas invasoras (Ledgard 2009). Sin embargo, se presentan inconvenientes para lograr un control más efectivo, ya que se puede generar costos económicos muy elevados para el propietario del predio invadido. Esto debido a que los individuos de *P. contorta* que se establecen por fuera de la plantación carecen de un valor económico debido a la baja calidad en la madera, ya que crecen con diferentes edades y en altas densidades. Igualmente, al no existir un manejo por parte de las empresas forestales, esta especie puede convertirse en una fuente de plagas y enfermedades para la comunidad de especies nativas (Langdon et al. 2010).

Los métodos de control de *P. contorta* se agrupan en tres categorías principales: físicos (incluye a los mecánicos), químicos y biológicos (Nuñez et al. 2017). Estos métodos presentan ventajas y desventajas en función de su efectividad sobre la especie objetivo y su impacto sobre el ecosistema. Si bien técnicas como la corta mecánica, el anillado o el uso de herbicidas pueden ser eficaces, también pueden generar efectos adversos sobre la vegetación nativa y conllevar

costos operativos elevados. Diversos estudios han demostrado que, para alcanzar un control exitoso y sostenido, generalmente es necesario combinar múltiples métodos y aplicarlos de forma prolongada o adaptativa, según las características del sitio y de la especie a controlar (APN 2007; Kettenring & Adams 2011). Además, se recomienda priorizar estrategias que minimicen las perturbaciones sobre el ecosistema, de manera que se facilite el establecimiento de especies nativas y se limite el avance de nuevas invasoras (Daehler 2003).

1.7 Método de control mecánico

El control mecánico ha sido la técnica más tradicional, particularmente en áreas de fácil acceso, con bajas densidades y árboles de tamaño medianos a pequeños (menor o igual a 100 árboles por hectárea; tamaño del árbol hasta 20 cm de diámetro del tallo y altura menor a 5 m). El control mecánico incluye despejar la zona afectada de todos los pinos invasores, y/o eliminar por completo el material cosechado, por medio de la tala con motosierra (Ledgard 2009; Gous et al. 2015). Esto puede ser un desafío si el árbol tiene varias ramas o forma retorcida, como es el caso del *P. contorta*. En dicha situación, el mejor procedimiento es un control de tocones con herbicida, ya que es probable que algunas ramas que queden cubiertas por el suelo y/o hojarasca, no se logren

controlar (Ledgard 2009). La tala y la remoción de árboles de pináceas generan alteración en la capa superficial del suelo (Nuñez et al. 2017), ya que provocan un cambio brusco en la radiación y en la dinámica del agua (Cuevas & Zalba 2010). Sin embargo, la tala que mantiene los residuos de cosecha al interior del área intervenida puede proteger la capa superior del suelo, beneficiar a las especies tolerantes a la sombra y generar sitios de perchas para aves que dispersan las semillas de las especies nativas (Paul & Ledgard 2009). Aunque para algunas especies nativas puede ser contraproducente (Nuñez et al. 2017). Por lo tanto, la tala y la extracción de residuos pueden cambiar la sucesión vegetativa de áreas naturales, al aumentar la disponibilidad de recursos (e.g. luz y nutrientes) promoviendo especies nativas como exóticas (Cuevas & Zalba 2010).

El control mecánico también incluye el método del Mulching o triturado, que se usa en rodales densos, para individuos hasta más de 20 cm de diámetro, en sitios de bajas pendientes. El control de los pinos exóticos por medio del mulch puede dar lugar a una reducción de la cubierta de la vegetación en un sitio. Sin embargo, en algunos casos solo se redujo un 28% las pináceas invasoras (Paul & Ledgar 2009).

1.8 Anillado manual- Remoción de corteza

Otro método de control es el anillado manual o más específicamente el "anillado por remoción de corteza" (Noel, 1970); consiste en eliminar la corteza y el floema de la circunferencia del árbol. El anillamiento puede matar árboles debido a la inanición de carbohidratos de la raíz a través de la interrupción del transporte del floema (Fujimori, 2001) y aumentar el estrés hídrico al reducir la conductividad del agua debido a la exposición del xilema secundario (Ueda et al., 2014). En muchas especies, este método puede ser una forma efectiva de controlar árboles invasores (Fujimori, 2001); sin embargo, la efectividad puede variar ampliamente dependiendo de la especie, el tamaño de los árboles y las características del anillado (Noel, 1970).

Algunos estudios proponen que las fajas (es decir, un corte alrededor de la circunferencia de un árbol) más anchas son más efectivas para limitar la supervivencia (Lea, 1957), mientras que las fajas estrechas tienen menos éxito para controlar árboles invasores. Sin embargo, la relación entre el ancho de la faja y el tamaño del árbol (por ejemplo, diámetro) no se comprende bien y la información que ayuda a proporcionar orientación sobre el ancho óptimo de la faja para maximizar la mortalidad de los árboles no está disponible.

El éxito del anillado también puede dar lugar a posibles inconvenientes en función de los objetivos deseados. Un posible inconveniente del anillado manual es que en muchas especies, podría inducir hormonas que hace que un árbol produzca más conos de lo habitual (Ebell, 1971; Woods, 1989). El aumento de

la producción de semillas podría conducir al establecimiento de nuevas plántulas que requerirán un tratamiento posterior para ser eliminados.

1.9 Método de control químico- Inyección del tallo

Un método prometedor con bajo impacto en la comunidad de plantas nativas circundantes es la inyección de tallo (Itou et al., 2015; Raal, 2005), también conocido como envenenamiento del tallo. Aunque requiere personal entrenado, es un método preciso que permite aplicar dosis altamente calibradas directamente en el árbol, evitando efectos "fuera del objetivo" (Boast, 2021). Una vez aplicado, el herbicida se absorbe rápidamente y se transporta a través del sistema vascular a los tejidos del árbol (Gous y Richardson 2008), causando una falla fisiológica, defoliación y, en última instancia, la muerte. En comparación con otros métodos químicos, la inyección del tallo evita derrames de productos químicos en el medio ambiente o en especies no objetivo, ya que el herbicida permanece dentro del árbol (Boast, 2021). Por la misma razón, se puede llevar a cabo fácilmente en condiciones climáticas variables. Debido a que los árboles mueren en pie, el entorno físico y biológico circundante permanece mayormente inalterado (Macalister, 2010) evitando la apertura de claros ligeros que podrían facilitar la reinvasión en el dosel, lo que sí podría ocurrir con la remoción mecánica (Paul y Ledgard 2009). Los árboles muertos

se descomponen gradualmente hasta que finalmente colapsan después de 10 a 15 años (Boast, 2021; Ledgard, 2009) y sirven como perchas para las aves dispersoras de semillas de plantas nativas y proporcionar un hábitat para la vida silvestre (Menvielle et al 2020). Los métodos mecánicos como el anillado manual no siempre son efectivos, ya que el árbol puede reparar el daño si el método se implementa incorrectamente (Ledgard 2009), o son ineficaces en las especies que rebrotan (Burch y Zedaker 2003).

Los herbicidas más utilizados para el control químico de especies leñosas invasoras (incluidas las *Pinaceae*) son el glifosato, el triclopir, el picloram y el metsulfurón (Ledgard 2009). La eficacia de cada herbicida o mezcla varía y depende de la especie a controlar, del tamaño del individuo y del método de aplicación utilizado (DiTomaso y Kyser 2007; Ledgard 2009). Por lo tanto, es fundamental para la aplicación exitosa de estos herbicidas ajustar sus estrategias de implementación de acuerdo con la especie, los factores ambientales y el uso del suelo (área de conservación o plantación forestal).

En Chile, si bien existen estudios que documentan la expansión de *Pinus contorta* y sus impactos ecológicos, los ensayos sobre métodos específicos de erradicación aún son escasos y no estandarizados. No obstante, las empresas forestales certificadas bajo estándares internacionales como FSC enfrentan crecientes exigencias para controlar o eliminar estas especies en zonas de

protección ambiental, especialmente para mantener la certificación y cumplir con normativas de manejo sostenible (Pauchard et al. 2014).

En este marco, el presente estudio tiene como objetivo evaluar la efectividad de diferentes tratamientos mecánicos y químicos y la combinación de estos—para el control de *Pinus contorta* en la estepa patagónica del sur de Chile. Además, se busca analizar los impactos ecológicos de estas intervenciones y su potencial para promover la recuperación del ecosistema. Esta investigación constituye una oportunidad para adaptar y ensayar estrategias de manejo utilizadas internacionalmente a las condiciones ecológicas y sociales del sur de Chile, con el fin de hacer frente a la creciente amenaza que representa *Pinus contorta* para los ecosistemas nativos patagónicos.

2 METODOLOGÍA

2.1 Área de estudio

El presente estudio se llevó a cabo en un área invadida por *Pinus contorta*, ubicada en el sector de Coyhaique Alto, a 36 km al Este de la ciudad de Coyhaique en la Región de Aysén (Figura 1). El área de estudio es parte de la Ecorregión Estepa Fría (Hepp 1996), y se caracteriza por tener bajas temperaturas, (temperatura media anual de 6,5 °C, temperatura media máxima de 11,2 °C y temperatura mínima media de 2,2 °C) precipitaciones anuales que oscilan entre 400 a 700 mm/ año, y una temporada corta de crecimiento sin nieve (39 días sin heladas) (Pablo et al. 1979). Además, las condiciones de la estepa fría se caracterizan por un período de seis meses de estrés hídrico con un período de inactividad invernal de 9,1 meses (Ganderats 2001). La vegetación de la estepa patagónica está dominada por especies de gramíneas nativas de baja estatura, que pertenecen principalmente a los géneros *Festuca*, *Agrotis*, *Stipa*, *Poa* y *Bromus* (Hepp 1996).

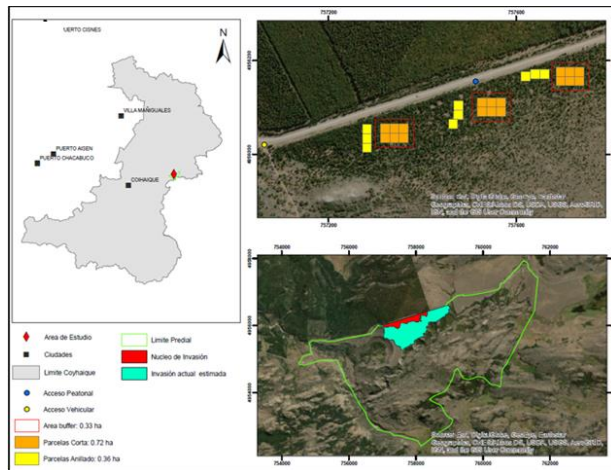


Figura 1. Plano de ubicación del sitio de estudio (Coyhaique alto) y distribución de las parcelas instaladas para tratamiento de corta y anillados.

En esta zona, la invasión de *Pinus contorta* ha aumentado considerablemente en las últimas décadas, desde que la especie fue introducida como cultivo forestal. Aunque la estepa patagónica representa un ambiente hostil para el establecimiento de árboles —caracterizado por bajas temperaturas, escasa disponibilidad de nutrientes y fuertes vientos—, una vez que las plantaciones alcanzaron la madurez, se desencadenó una invasión altamente agresiva. Esta expansión ha dado lugar a uno de los procesos invasivos más extensos en áreas naturales del sur de Sudamérica (Langdon et al., 2010) (Figura 2). Los impactos de *P. contorta* sobre la estepa Patagónica han sido ampliamente documentados (Pauchard, et al. 2016; Bravo- Monasterio et al., 2016; Taylor et al. 2016;

Franzese et al., 2017). En este contexto, estudios previos en este ecosistema han demostrado que el aumento de la biomasa de *P. contorta* genera efectos significativos sobre la riqueza y abundancia de especies vegetales nativas, así como sobre variables microclimáticas (temperaturas máximas del suelo y del aire) y propiedades del suelo, como los niveles de nutrientes y el pH (García et al., 2023).



Figura 2. Invasión de *Pinus contorta* en la estepa en el sector Coyhaique Alto, Patagonia, Chile. Créditos Laboratorio Invasiones Biológicas.

2.2 Diseño de muestreo.

Se propone evaluar dos estrategias de control para la invasión de *Pinus contorta*, la cual se originó a partir de individuos establecidos y desarrollados fuera de las plantaciones forestales adyacentes, desde donde actualmente persiste una continua liberación de propágulos. Cada estrategia, corta y anillado, será implementada mediante la combinación de tratamientos mecánicos y químicos.

2.2.1 Distribución de las unidades muestrales para los tratamientos de corta y anillado en individuos de *Pinus contorta*.

Para evaluar la efectividad del control de la invasión mediante la corta de individuos de *Pinus contorta*, se establecieron tres bloques, cada uno compuesto por seis unidades muestrales (i.e., parcelas), sumando un total de 18 parcelas de 400 m² cada una (Figura 3), lo que representa un área total de intervención de 0,72 hectáreas. El control mediante anillado se evaluó en tres bloques adicionales, cada uno con tres parcelas de 400 m², lo que resultó en un total de 9 parcelas y una superficie intervenida de 0,36 hectáreas.

En cada una de las parcelas se midieron todos los individuos con altura superior a 1,5 m, registrando su altura total (H), el diámetro a la altura del pecho (DAP) y la longitud de copa (LC). Adicionalmente, se delimitaron dos subparcelas de 20 m² (10 × 2 m) por parcela. La regeneración, definida como individuos con altura menor a 1 m, fue evaluada al interior de seis subparcelas de 1 m² por parcela. En estas mismas subparcelas se registró, además, la riqueza y cobertura de todas las especies vegetales presentes (Figura 4).

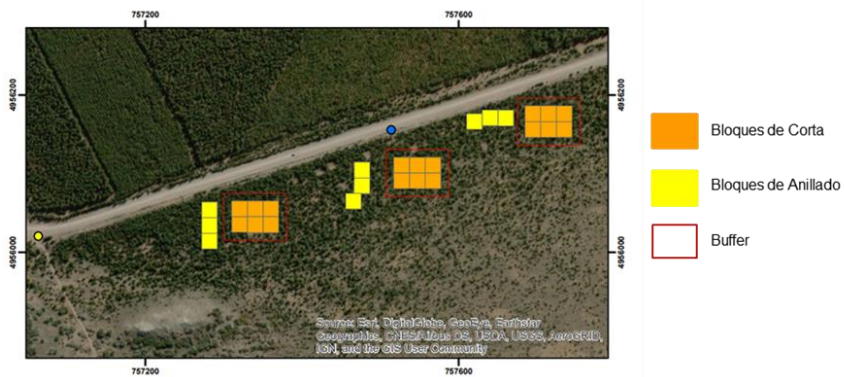


Figura 1. Distribución de unidades muestrales para corta y anillado.

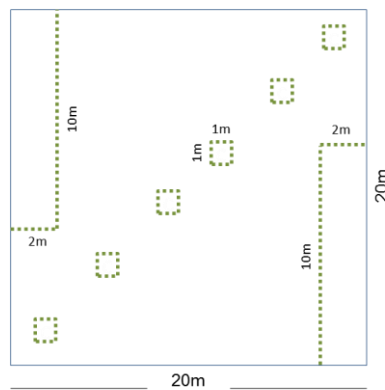


Figura 2. Esquema de la unidad muestral y distribución de sub-parcelas para la evaluación de diversidad.

2.3 Implementación de los tratamientos de control.

2.3.1 Remoción mecánica de individuos mediante corta.

Para aplicar el tratamiento de control mediante la corta de *Pinus contorta*, se realizó primero una poda del fuste a 2 m de altura en las 18 unidades muestrales (parcelas). Posteriormente, todos los individuos fueron talados con una motosierra Stihl MS 250, cuidando que el tocón remanente no superara los 5 cm de altura y eliminando por completo las ramas basales visibles.

Con el objetivo de evitar la regeneración vegetativa a partir de ramas basales vivas tras la corta, en 9 de las 18 parcelas (tres por bloque) se aplicó el herbicida Garlon® 4 (triclopir butotilo al 66,7 % p/v), diluido en agua a una concentración final de 66,7 g/L (5 L en 50 L de agua). La aplicación se realizó con brocha directamente sobre la superficie expuesta del tocón, de forma inmediata después del corte. Troncos rectos mayores a 5 cm de diámetro fueron clasificados para su utilización en productos como leña, polines o trozas aserrables. Los residuos generados (es decir, árboles y ramas no aprovechables) fueron manejados de distintas formas con el fin de evaluar si la presencia de desechos limita la entrada de luz y el espacio disponible para la germinación y el crecimiento de plántulas de pino y otras especies vegetales. En dos parcelas por bloque, los desechos fueron distribuidos de forma homogénea en el interior de la unidad muestral

("Desecho dentro"). En otras dos parcelas por bloque, los desechos fueron triturados utilizando una chipeadora-trituradora de 4" (Echo Bear Cat CH4400) y luego distribuidos uniformemente en el interior de la parcela ("Triturado dentro"). En las dos parcelas restantes de cada bloque, el material fue retirado completamente y triturado fuera de la parcela ("Desechos fuera"). De esta manera, se evaluaron seis tratamientos de control combinando la aplicación de herbicida con las diferentes formas de manejo de los desechos generados por la tala (Tabla 1).

Tabla 1. Resumen de tratamientos de control mediante volteo tradicional aplicados en Coyhaique Alto.

Tratamiento de control.	Descripción de tratamiento.
Control mecánico.	Herbicida en el tocón. Desechos dentro.
	Herbicida en el tocón. Triturado dentro.
	Herbicida en el tocón. Desechos fuera.
	Sin herbicida. Desechos dentro.
	Sin herbicida. Triturado dentro.
	Sin herbicida. Desechos fuera.

Con el objetivo de evaluar la efectividad de los tratamientos aplicados sobre la revegetación del tocón, se realizó un monitoreo dos años después de la corta. En cada parcela se registró la presencia de ramas vivas en los tocones, como indicador de rebrote o mala aplicación del tratamiento. Adicionalmente, se inspeccionaron todas las parcelas para detectar la presencia de individuos de *Pinus contorta* que no hubiesen sido identificados o eliminados durante la intervención inicial.



Figura 5. Tratamiento de control de *Pinus contorta* mediante la corta. A) Poda de individuos. B) volteo de individuos. C) Marcado de tocones cortados. D) Aplicación del herbicida sobre el tocón. E) Triturado de desechos. F) Desechos dentro de la parcela.

2.3.2 Aplicación del tratamiento de anillado.

Todos los individuos presentes en las parcelas que presentaban un diámetro a la altura del pecho (DAP) superior a 5 cm fueron podados hasta una altura de 2 m. Pinos de diámetros inferiores fueron cortados o arrancados de raíz. Posteriormente, en cada bloque se asignó aleatoriamente uno de los siguientes tratamientos a cada parcela:

- **Poda sin anillado (testigo):** En estas parcelas solo se realizó la poda de ramas hasta una altura de 2 m.
- **Anillado manual:** Consistió en la remoción completa de la corteza del tronco a la altura del pecho (1,3 m), realizando una faja de aproximadamente 50 cm de ancho alrededor del perímetro del árbol.
- **Anillado químico:** El tratamiento consistió en la perforación del tronco de cada árbol utilizando un taladro BT 45 (Stihl) con broca para madera de 12 mm de diámetro, a una profundidad suficiente para alcanzar el centro del tronco y con una inclinación aproximada de 45°. Se realizó una perforación por cada 5 cm de DAP; en los casos que requerían más de una perforación, estas se distribuyeron de manera opuesta a lo largo del perímetro del tronco. A través de cada orificio se inyectaron 13 ml de herbicida Garlon® 4 (Triclopyr butotilo al 66,7 % p/v), utilizando una

jeringa. El herbicida fue diluido en agua siguiendo las recomendaciones del fabricante, en una proporción de 5 L de Garlon por cada 50 L de agua (concentración final: 66,7 g/L).

2.4 Evaluación de la efectividad de los tratamientos de control.

El daño en la copa de los árboles fue evaluado dividiendo visualmente la copa en tres secciones (tercios superior, medio e inferior), a cada una de las cuales se le asignó un nivel de daño en una escala de 1 a 4, donde 1 indica ausencia de daño y 4 representa daño total en ese tercio. La suma de los puntajes por tercio permitió obtener un valor total por individuo, con un máximo posible de 12 puntos, correspondiente a una copa completamente dañada. Esta puntuación fue transformada a una escala porcentual de daño, considerando que cada punto equivale a un 8,3 %. Así, puntuaciones más altas reflejan un mayor porcentaje de daño en la copa. Esta evaluación se realizó dos años después de la aplicación de los tratamientos. Esta evaluación se realizó dos años después de la aplicación de los tratamientos.

Para complementar lo anterior se monitoreó la cobertura de copas y la disponibilidad de radiación antes y dos años después de la aplicación de cada tratamiento. Para ello, se capturaron fotografías hemisféricas utilizando una cámara réflex Nikon D3200 equipada con un lente ojo de pez SIGMA 4.5 mm f/2.8

EX DC. Las imágenes obtenidas fueron posteriormente procesadas mediante el software HemiView V9 (Delta-T Devices), lo que permitió estimar de forma precisa los cambios en la estructura del dosel y la luz incidente sobre el sotobosque.

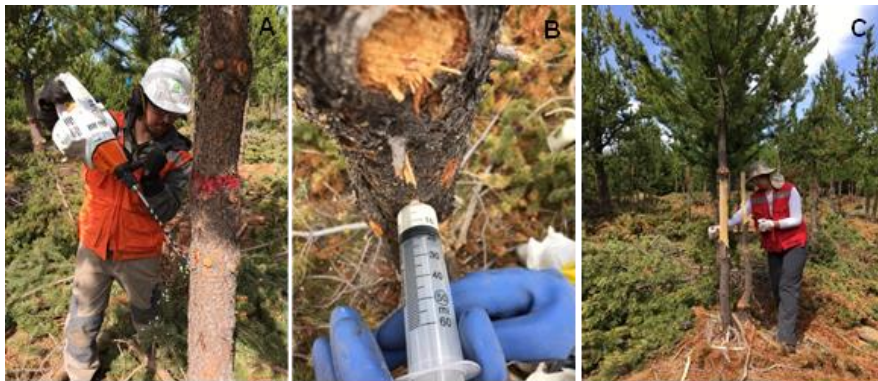


Figura 3. Tratamiento de control mediante anillado. A) Perforación del tronco. B) Inyección del herbicida en el tronco. C) Anillado manual descortezado.

2.5 Efectos de los tratamientos de control sobre la vegetación acompañante y la Re-invasión.

En todas las parcelas se evaluó el impacto de los tratamientos de control mecánico (corta) y anillado sobre la vegetación. Para ello, se registraron la riqueza de especies y su abundancia (medida como cobertura) antes de la intervención (pre-control) y dos años después de la aplicación de los tratamientos

(post-control). El muestreo se realizó al interior de seis subparcelas de 1 m² dispuestas en cada parcela experimental de 400 m² (Figura 4), considerando tanto especies nativas como exóticas. En el caso del tratamiento de corta, la evaluación se enfocó en comparar los distintos métodos de manejo de los residuos generados por la faena (i.e., sin manejo, triturado dentro de la parcela y triturado fuera de la parcela). Igualmente, en cada subparcela se registraron la cantidad de individuos de pino provenientes de semilla para evaluar la re-invasión en los tratamientos.

2.6 ANÁLISIS ESTADÍSTICO.

2.6.1 Evaluación del método de control

La efectividad de los tratamientos aplicados sobre *Pinus contorta*, fueron evaluados mediante modelos lineales mixtos y modelos lineales generalizados mixtos (GLMM), incorporando efectos aleatorios jerárquicos para reflejar la estructura espacial del diseño experimental, con subparcelas anidadas dentro de bloques.

La cobertura del dosel fue evaluada mediante modelos lineales mixtos diferenciados según el tipo de tratamiento. Para las parcelas con anillado, se utilizó la variable de cobertura sin transformación, mientras que para las parcelas con corta se aplicó una transformación logarítmica con el fin de mejorar la normalidad de los residuos. En ambos casos, se incluyó un efecto aleatorio de bloque para capturar la variabilidad espacial del experimento.

El daño en la copa de los individuos sometidos a anillado (mecánico, químico y testigo) se analizó mediante un modelo con distribución Gamma y enlace logarítmico. La variable respuesta fue el porcentaje de daño en la copa, modelado

en función del tratamiento aplicado, el diámetro a la altura del pecho (DAP) y su interacción, incorporando un efecto aleatorio de bloque.

La presencia o ausencia de ramas vivas basales en los tocones (rebrote) se modeló mediante un GLMM con distribución binomial y función de enlace logit. El diámetro del tallo, el tratamiento aplicado y su interacción fueron usadas como variables fijas. Se incluyeron efectos aleatorios de parcela anidada dentro de bloque para representar la estructura jerárquica del muestreo.

Para analizar la capacidad de re-invasión de *P. contorta*, se utilizó un modelo con distribución Tweedie y enlace logarítmico, adecuado para datos de conteo con sobredispersión y presencia frecuente de ceros. La variable respuesta fue la densidad de individuos por metro cuadrado, modelada en función del tipo de tratamiento (corta o anillado), el periodo de evaluación (pre y post-control) y su interacción. Se incorporó un efecto aleatorio de bloque.

2.6.2 Evaluación de la vegetación acompañante.

Para estudiar la respuesta de la vegetación acompañante a los tratamientos de control, se evaluaron por separado la riqueza (número de especies) y la cobertura (%) de especies nativas y exóticas. La riqueza de especies nativas se analizó mediante modelos lineales mixtos, incorporando efectos fijos para el tratamiento,

el periodo (pre y post-control) y su interacción, así como efectos aleatorios de subparcela anidada dentro de bloque. En el caso de la riqueza de especies exóticas, se utilizó un GLMM con distribución COM-Poisson, adecuada para modelar conteos con sobredispersión o subdispersión.

La cobertura de especies se analizó según el tipo de vegetación y tratamiento. Para las especies nativas bajo tratamiento de anillado se utilizó un modelo con distribución normal, mientras que para las especies exóticas (bajo corta y anillado) se ajustaron modelos con distribución Gamma y enlace logarítmico. En el caso de la cobertura de especies nativas en parcelas de corta, se empleó una distribución COM-Poisson con enlace logarítmico.

Todos los análisis estadísticos fueron realizados en el entorno R (R Core Team), utilizando los paquetes lme4 (Bates et. al., 2015), lmerTest (Kuznetsova et. al., 2017) y glmmTMB (Brooks et. al., 2017).

3 RESULTADOS

3.1 Caracterización estructural de la invasión de *Pinus contorta*

Las poblaciones de *P. contorta* evaluadas en parcelas con tratamiento de anillado y corta presentan una estructura juvenil y en desarrollo, representativa de una invasión incipiente. La densidad promedio varió entre 3.531 y 3.790 individuos por hectárea, donde los individuos juveniles con DAP < 2,5 cm representaban cerca del 50% del total. Esto evidencia una alta abundancia de árboles en proceso de regeneración. Tanto el área basal (11,35–11,89 m²/ha) como la biomasa total (41,00–42,04 toneladas por hectárea) reflejan un bajo nivel de acumulación estructural, coherente con la corta edad de los individuos (c.a. 15 años). La cobertura de copas, entre 11.053 y 11.255 m²/ha, sugiere un dosel aun relativamente abierto. En ambas condiciones, los árboles presentaron un diámetro promedio (DAP) de 5,5 cm y alturas entre 3,3 y 3,7 m, confirmando su estado juvenil. Estas características indican que el sitio se encuentra en una etapa temprana de la invasión.

3.2 Efectividad del tratamiento de control mecánico

3.2.1 Cobertura de dosel de *Pinus contorta* en control mecánico

El análisis mostró un efecto altamente significativo del periodo de muestreo sobre la cobertura del dosel ($F_{1,28} = 372.80$, $p < 0.001$), indicando una marcada disminución entre los periodos pre y post-control. En contraste, ni el tratamiento de manejo de residuos ($F_{2,28} = 1.83$, $p = 0.179$) ni la interacción entre tratamiento y periodo ($F_{2,28} = 0.48$, $p = 0.627$) presentaron efectos estadísticamente significativos. Las medias observadas reflejan este patrón: en el periodo pre-control, la cobertura del dosel fue elevada en todos los tratamientos, alcanzando 52.2 % en “con desechos”, 37.2 % en “triturado dentro” y 57.9 % en “desechos fuera” (figura 7). Sin embargo, en el periodo post-control la cobertura se redujo drásticamente a valores inferiores al 2 % en todos los casos. Esta disminución uniforme sugiere que el descenso en la cobertura del dosel fue consistente entre tratamientos, atribuible principalmente al efecto del control de la vegetación mediante la tala, sin que el tipo de manejo de residuos ejerciera una influencia diferenciada.

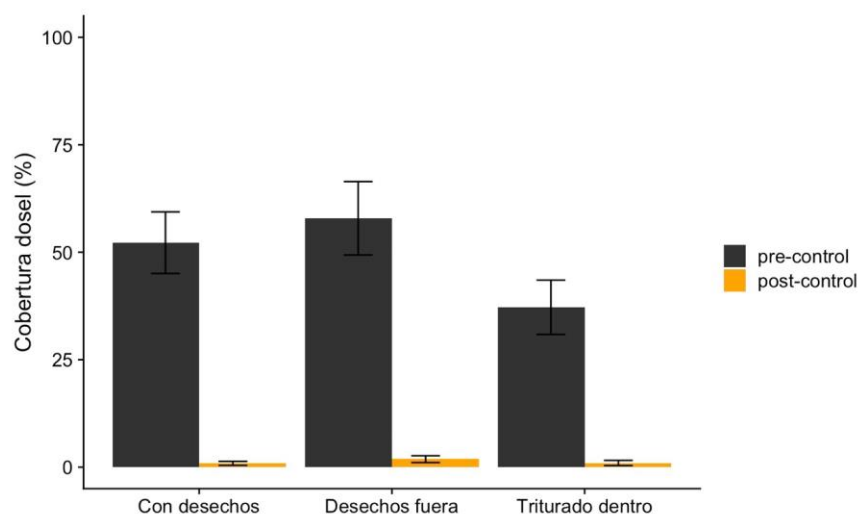


Figura 7. Cobertura del dosel (%), según tratamiento mecánico (Con desechos, desechos fuera y triturado dentro) y periodo de evaluación (pre-control y post-control).

3.2.2 Supervivencia de ramas basales de individuos de *Pinus contorta*.

El análisis estadístico mostró que el diámetro del tallo tuvo un efecto negativo sobre la probabilidad de ramas basales vivas ($p < 0.001$), lo que indica que los tocones de menor diámetro tienen mayor probabilidad de quedar con ramas basales después del control mecánico. La aplicación de herbicida sobre el tocón no tuvo un efecto sobre las ramas basales ($p=0.07$).

Para tocones con diámetros menores a 5 cm, el porcentaje de ramas vivas fue considerablemente alto en ambos tratamientos (Figura 8), con un valor cercano al 55% en el tratamiento con herbicida y aproximadamente 50% en el tratamiento sin herbicida. A medida que el diámetro aumentó, la probabilidad de rebrote disminuyó bruscamente: entre 10 y 15 cm de diámetro, el porcentaje cayó por debajo del 10% en ambos tratamientos, y a partir de 20 cm, prácticamente no se registró presencia de ramas vivas en los tocones. Esta caída rápida en la probabilidad de rebrote con el incremento del diámetro destaca al tamaño del tocón como el principal factor limitante para el éxito del control de la invasión, independientemente del uso de herbicida.

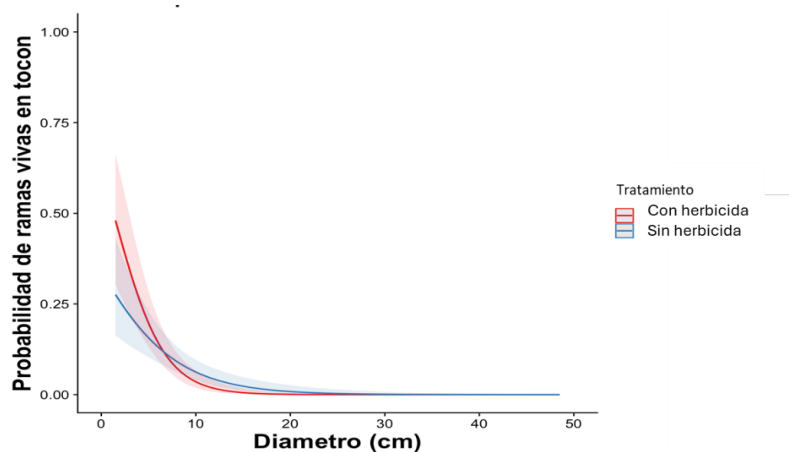


Figura 8. Probabilidad de presencia ramas vivas en el tocón en relación con el diámetro del árbol (cm) para dos tratamientos de corta: con aplicación de herbicida (línea roja) y sin herbicida (línea azul).

3.2.3 Re-invasión de *Pinus contorta* para el tratamiento de corta.

El análisis no mostró efectos significativos del tratamiento de corta sobre la densidad de individuos de pino por ha ($p > 0.05$).

Las medias observadas respaldan esta tendencia general. En el tratamiento “con desechos”, la densidad promedio fue de 831 individuos/ha; en el “triturado dentro” de 832 individuos/ha; y en “desechos fuera”, de 1110 individuos/ha. En conjunto, estos resultados indican que el control aplicado no tuvo injerencia en la re-invasión de pino, sin embargo, las cantidades encontradas siguen evidenciando la capacidad de invasión de la especie (Figura 9)

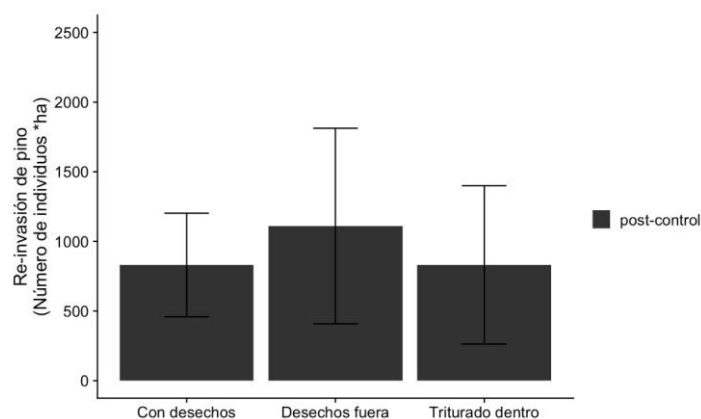


Figura 4. Re-invasión de pino medida como número de individuos por ha en función del tratamiento aplicado sobre los residuos de tala (“con desechos”, “triturado dentro” y “desecho fuera”) y el periodo de evaluación (pre-control y post-control).

3.2.4 Respuesta de la vegetación acompañante en el tratamiento de corta.

El análisis estadístico evidenció un efecto significativo del tratamiento de manejo de residuos sobre la riqueza de especies nativas ($F_{2 \ 186.52} = 3.83$, $p = 0.023$), mientras que el año de evaluación ($p = 0.583$) y la interacción tratamiento y año ($p = 0.327$) no mostraron efectos significativos. Esto indica que las diferencias en riqueza se deben principalmente al tipo de tratamiento aplicado, y no a variaciones temporales. Tal como se muestra en la figura 10, el tratamiento “con desechos” mantuvo los valores más altos de riqueza tanto en el periodo pre-control (4.38 ± 0.47 especies) como en el post-control (4.18 ± 0.48). Le siguió “desechos fuera”, que mostró un leve aumento de 3.70 ± 0.47 a 4.02 ± 0.47 especies. En cambio, el tratamiento “triturado dentro” presentó los valores más bajos, disminuyendo de 3.75 ± 0.47 a 3.25 ± 0.47 especies entre ambos periodos.

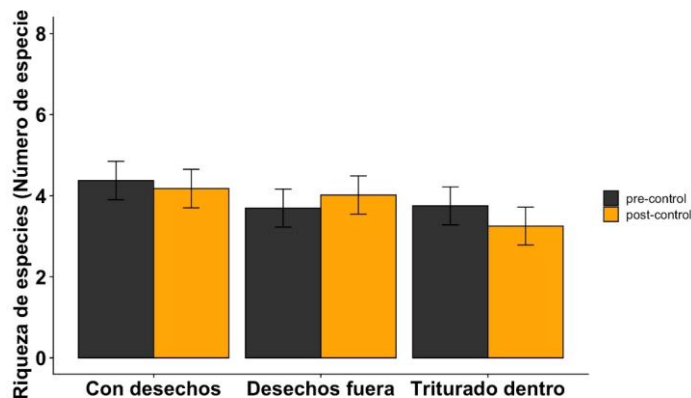


Figura 10. Riqueza de especies nativas (número de especies) antes (pre-control) y después (post-control) de la aplicación de tres tratamientos de manejo de residuos tras la tala: "con desechos", "triturado dentro" y "desechos fuera".

El análisis estadístico no evidenció efectos principales significativos del tratamiento sobre la cobertura de especies nativas ($p > 0.05$); sin embargo, el tratamiento "desecho fuera" mostró una tendencia marginal hacia valores más altos en comparación con "con desechos" ($p = 0.098$). Se detectó un efecto significativo del periodo de evaluación (pre y post-control; $p = 0.038$), pero los contrastes específicos indicaron que esta diferencia se concentró exclusivamente en el tratamiento "con desechos", donde la cobertura disminuyó significativamente entre periodos ($p = 0.033$). Como se muestra en la figura 11, en los tratamientos "triturado dentro" y "desechos fuera", las variaciones entre periodos no fueron estadísticamente significativas ($p = 0.203$ y $p = 0.501$,

respectivamente). Las medias estimadas respaldan estos resultados: en “con desechos” la cobertura se redujo de 83.6% (± 7.30) en pre-control a 65.1% (± 6.91) en post-control; en “triturado dentro” bajó de 75.6% (± 7.03) a 64.7% (± 5.40); mientras que en “Desechos fuera” se observó un leve aumento de 71.9% (± 5.64) a 77.7% (± 6.07). La interacción entre tratamiento y periodo no fue significativa ($p > 0.05$). Estos resultados sugieren que los cambios en la cobertura de especies nativas tras la intervención varían según el tratamiento aplicado, siendo más marcada la disminución en los sitios con desechos acumulados.

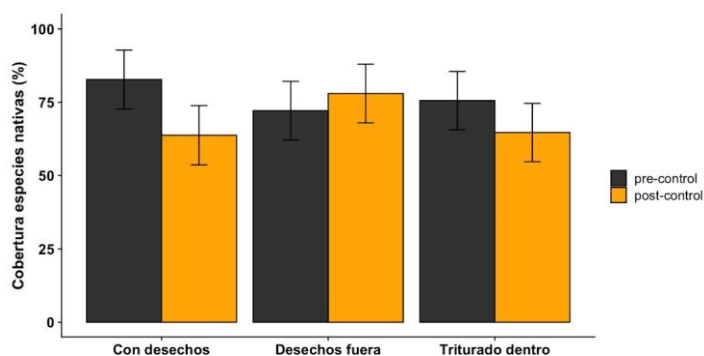


Figura 11. Cobertura promedio de especies nativas (%) antes (pre-control) y después (post-control) de la aplicación de tres tratamientos de manejo de residuos tras la corta: “con desechos”, “triturado dentro” y “Desechos fuera”.

El análisis estadístico evidenció un efecto significativo del tratamiento de manejo de residuos sobre la riqueza de especies exóticas ($p = 0.031$), mientras que no se observaron efectos significativos del periodo de evaluación ($p = 0.972$) ni de la interacción entre tratamiento y periodo ($p = 0.593$). Las comparaciones dentro de cada periodo de evaluación indicaron que, en el periodo post-control, no hubo diferencias significativas entre tratamientos ($p > 0.40$). Sin embargo, en el periodo pre-control se detectó una diferencia significativa entre los tratamientos “con desechos” y “desechos fuera” ($p = 0.032$), donde el primero presentó mayor riqueza de especies exóticas (figura 12). Las demás comparaciones entre pares de tratamientos no arrojaron diferencias significativas ($p > 0.29$), lo que sugiere que los efectos del tratamiento sobre la riqueza exótica fueron puntuales y no reflejan un patrón consistente en el tiempo.

Las medias observadas respaldan estas conclusiones. En el tratamiento “con desechos”, la riqueza disminuyó ligeramente de 1.45 a 1.36 especies entre el pre y post-control. En “triturado dentro”, los valores fueron estables (1.26 en pre-control y 1.29 en post-control), mientras que en “desechos fuera” se observó un leve aumento, de 1.07 a 1.18 especies. En conjunto, los resultados indican que, si bien se identificaron algunas diferencias entre tratamientos antes de la intervención, la riqueza de especies exóticas se mantuvo relativamente constante tras el control, sin un efecto claro asociado al tipo de manejo de residuos.

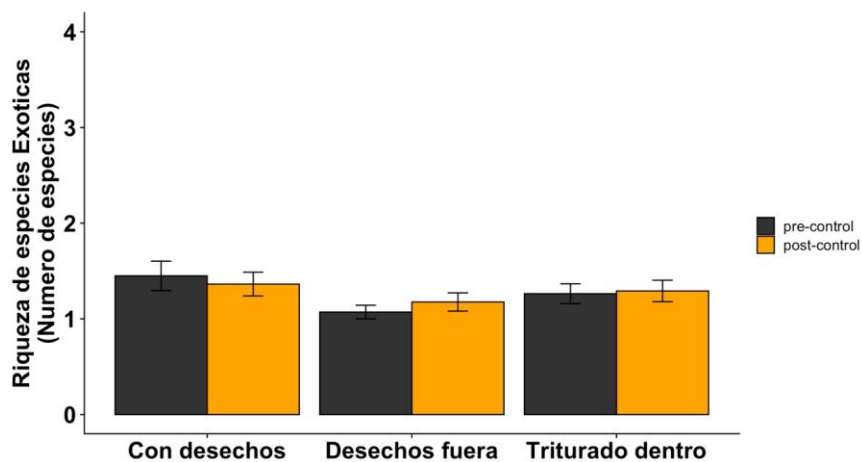


Figura 12. Riqueza promedio de especies exóticas (número de especies) antes (pre-control) y después (post-control) de la aplicación de tres tratamientos de manejo de residuos tras la tala: “con desechos”, “desechos fuera”. y “triturado dentro”

Por otra parte, no se observaron efectos significativos del tratamiento de manejo de residuos mediante la corta ($p > 0.36$), ni del periodo de muestreo ($p = 0.12$), ni de la interacción entre ambos factores ($p > 0.86$) sobre la cobertura de especies exóticas. Si bien no se detectaron diferencias significativas, las medias estimadas mostraron algunas variaciones (figura13). En el periodo pre-control, la cobertura promedio fue relativamente baja en los tres tratamientos: 21.5% (± 4.41) en “triturado dentro”, 17.4% (± 3.18) en “desecho fuera” y 16.6% (± 3.03) en “con desechos”. En el periodo post-control se observaron aumentos en todos los tratamientos, siendo “triturado dentro” el que presentó la mayor cobertura media

(30.3% $\pm$ 6.05), seguido de “desechos fuera” (29.6% $\pm$ 6.94) y “con desechos” (23.5% $\pm$ 4.46). No obstante, la elevada variabilidad y la ausencia de significancia estadística indican que estos cambios en la cobertura de especies exóticas - excluyendo el pino- no pueden ser atribuidos de manera concluyente ni a los tratamientos aplicados ni al periodo de evaluación.

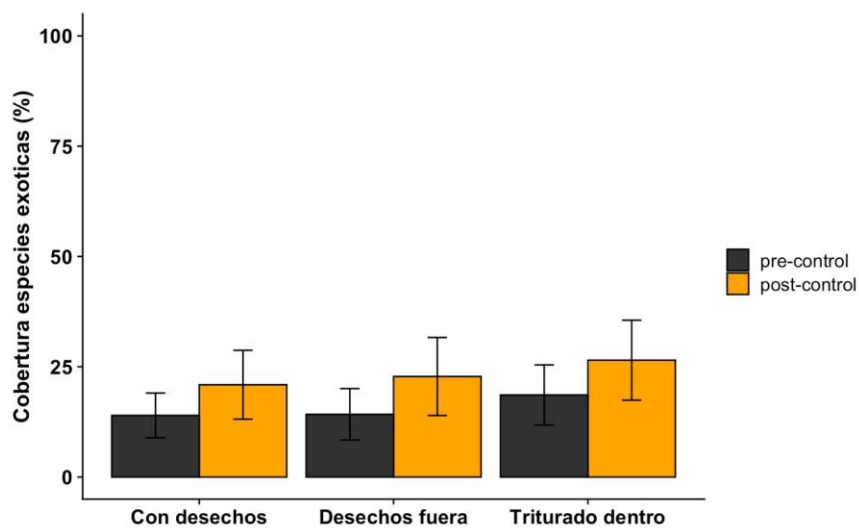


Figura 13. Cobertura promedio de especies exóticas (%) antes (pre-control) y después (post-control) de la aplicación de tres tratamientos de manejo de residuos tras la corta: “con desechos”, “desechos fuera” y “triturado dentro”.

3.3 Efectividad del tratamiento de anillado

3.3.1 Reducción de la cobertura de dosel y daño de la copa de *Pinus contorta*

El análisis estadístico no evidenció efectos significativos del tratamiento de anillado ($F_{2,10} = 1.03$, $p = 0.390$), del periodo de muestreo ($F_{1,10} = 0.08$, $p = 0.779$), ni de su interacción ($F_{2,10} = 0.51$, $p = 0.614$) sobre la cobertura del dosel. A pesar de la falta de significancia estadística, las medias estimadas mostraron algunas diferencias numéricas entre tratamientos y periodos. En el tratamiento de anillado manual, la cobertura promedio disminuyó de 55.4 % en el periodo pre-control a 44.7 % en el post-control. En el tratamiento químico, los valores fueron similares entre ambos periodos, con una media de 45.4 % en pre-control y 41.1 % en post-control. Por su parte, el tratamiento testigo mostró coberturas elevadas y estables, con una media de 53.9 % en pre-control y 54.9 % en post-control (figura 14). Estos resultados indican que, aunque se observan variaciones entre tratamientos, estas no fueron estadísticamente significativas bajo las condiciones evaluadas.

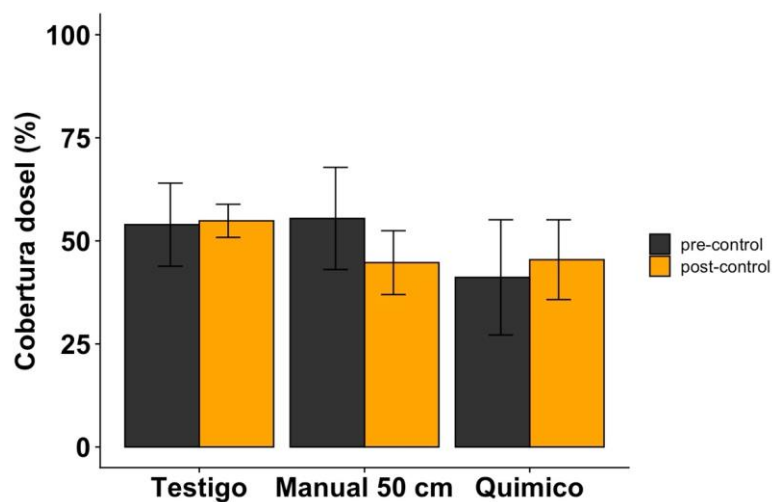


Figura 14. Cobertura del dosel (%), según tratamiento de anillado aplicado (Testigo, manual y químico) y periodo de evaluación (pre-control y post-control).

A pesar de no existir diferencias en la cobertura de copas de dosel, si se encontró un efecto de los tratamientos sobre el porcentaje de copa dañada (75% o más de daño) en los individuos tratados mediante anillado ($p < 0,001$). Tanto el anillado químico como el tratamiento testigo mostraron niveles significativamente menores de daño en comparación con el anillado manual. Igualmente, se evidencio un efecto significativo del diámetro ($p < 0,001$) sobre el daño de copa, lo que sugiere que los árboles de mayor diámetro presentaron menor daño de copa. Además, se detectó una interacción significativa entre el tratamiento químico y el diámetro ($p = 0,001$), lo que indica que en este tratamiento el efecto

del tamaño del árbol fue menos pronunciado. En otras palabras, el daño en la copa fue más homogéneo entre individuos de diámetros pequeños y grandes. Estos resultados indican que el anillado manual es más efectivo para inducir el daño en la copa, especialmente en árboles de menor diámetro, mientras que el tratamiento químico mantiene una efectividad moderada pero constante, y el testigo confirma los niveles de referencia esperados sin intervención. El anillado manual (50cm) provocó el mayor nivel de daño en la copa, especialmente en árboles de menor diámetro (DAP = 5cm aprox.), con porcentajes superiores al 90%. A medida que el diámetro aumentó, el daño disminuyó progresivamente, llegando a valores menores al 60% en árboles de mayor tamaño (> 24 cm). En contraste, el tratamiento químico presentó un daño significativamente menor, oscilando aproximadamente entre el 50% en árboles delgados, y manteniéndose estable en los de mayor diámetro. El tratamiento testigo sostuvo el menor daño en copa con valores cercanos al 30%, como era esperable (figura 15).

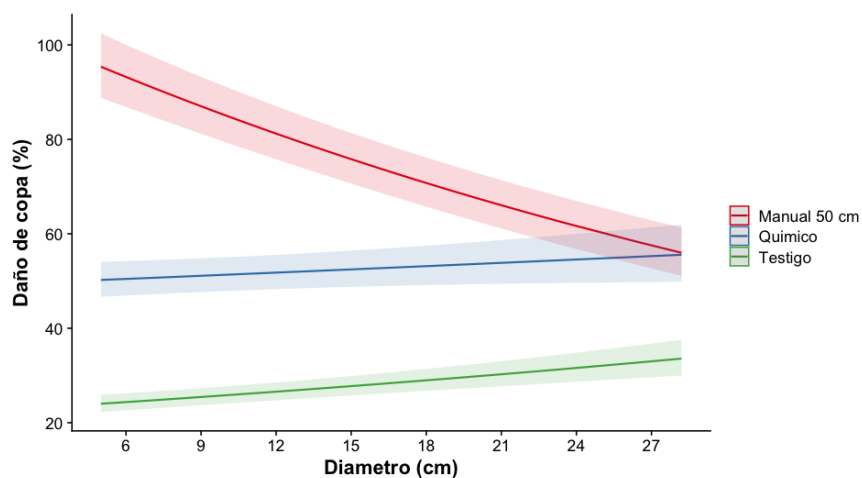


Figura 15. Relación entre el diámetro del tronco (cm) y el porcentaje de daño de copa en *Pinus contorta* durante el segundo año tras la aplicación de tratamientos de anillado. Se comparan tres tratamientos: anillado manual (línea roja), anillado químico (línea azul)

3.3.2 Re-invasión de *Pinus contorta* para el tratamiento de anillado.

El análisis estadístico mostró efectos significativos de los tratamientos de anillado ($p=0,01$) sobre la re-invasión de *Pinus contorta*. Los tratamientos anillado manual y el testigo fueron diferentes estadísticamente, obteniendo valores de 26110 ± 24464 individuos/ha para anillado manual y 1109 ± 554 individuos/ha para testigo. En el anillado químico, la re-invasión alcanzó 1664 individuos/ha en el post-control (figura 16). Estos resultados sugieren que el anillado manual podría

haber favorecido la reaparición de plántulas de pino, sin embargo dichas diferencias pueden obedecer a la amplia variación que tuvieron los datos en este tratamiento, particularmente a alta densidad de individuos en una subparcela. Al igual que en los tratamientos de tala, las densidades por hectárea ponen en evidencia el potencial invasor de la especie.

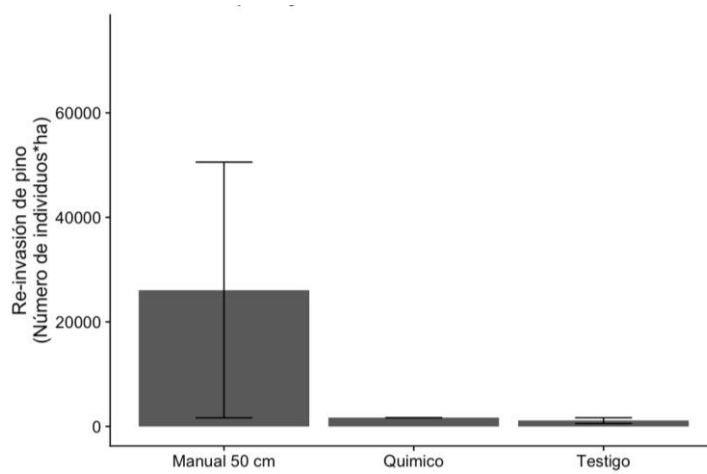


Figura 16. Re-invasión de individuos de *Pinus contorta* (número de individuos por hectárea), según el tratamiento de anillado ("Manual", "químico" y "testigo") en el periodo de evaluación post-control.

3.3.1 Respuesta de la vegetación acompañante en el tratamiento de anillado

La riqueza de especies nativas no mostró variaciones significativas en respuesta al tratamiento de anillado, al periodo de muestreo ni a la interacción entre ambos factores. El análisis indicó que no hubo efectos significativos del tratamiento ($F_{2,82.66} = 1.34$, $p = 0.268$), del año ($F_{1,83.23} = 0.11$, $p = 0.740$), ni de la interacción tratamiento $\times$ año ($F_{2,82.66} = 0.70$, $p = 0.500$). En el periodo pre-control, los valores fueron comparables, con promedios de 3.78 ± 0.51 , 3.33 ± 0.36 y 3.56 ± 0.33 para el anillado químico, anillado manual y el testigo, respectivamente. En el periodo post-control, químico presentó la mayor riqueza promedio de especies nativas (3.93 ± 0.54), seguido por el manual (3.50 ± 0.53) y el testigo (2.92 ± 0.55). Como se observa en la Figura 17, las diferencias entre periodos dentro de cada tratamiento fueron mínimas. Estos resultados sugieren que, en el corto plazo, la riqueza de especies nativas no respondió diferencialmente al tipo de intervención aplicada ni al paso del tiempo tras el control de la especie invasora.

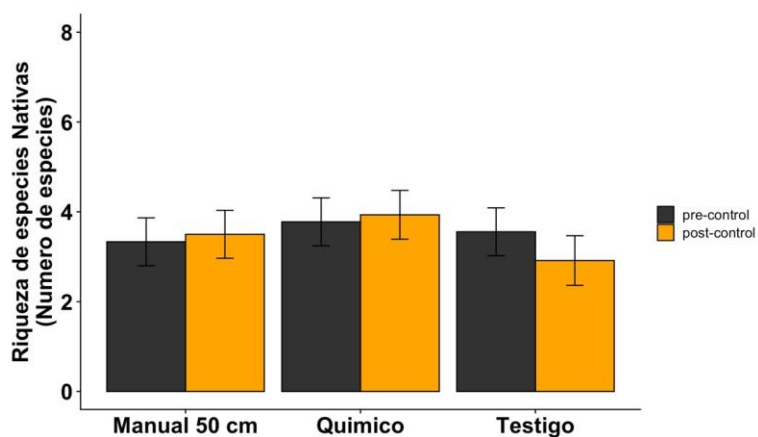


Figura 17. Riqueza promedio de especies nativas (número de especies) antes (pre-control) y después (post-control) de la aplicación de tres tratamientos de control por anillado: “manual”, “químico” y “testigo”.

Igualmente, no se detectó efectos significativos del tratamiento de anillado, del periodo de evaluación ni de su interacción sobre la cobertura total de especies nativas ($p > 0.05$). En el periodo pre-control, las coberturas estimadas fueron de 41.3 % para anillado manual, 67.6 % para anillado químico y 66.9 % para el testigo. Los valores promedio ajustados para el periodo post-control fueron de 44.2 % para el anillado manual 50 cm, 58.8 % para el anillado químico y 51.7 % para el testigo. Aunque el efecto del tratamiento presentó una tendencia marginal hacia la significancia ($F = 2.90$, $p = 0.060$), ni el efecto del año ($F = 0.89$, $p = 0.348$) ni la interacción entre tratamiento y año ($F = 0.51$, $p = 0.602$) fueron estadísticamente significativos. Tal como se muestra en la Figura 18, las

diferencias entre periodos dentro de cada tratamiento fueron reducidas. En conjunto, estos resultados sugieren que, bajo las condiciones evaluadas, la cobertura de especies nativas no experimentó cambios consistentes ni significativos atribuibles al tipo de intervención aplicada ni al tiempo transcurrido desde el control de la invasión de *Pinus contorta*.

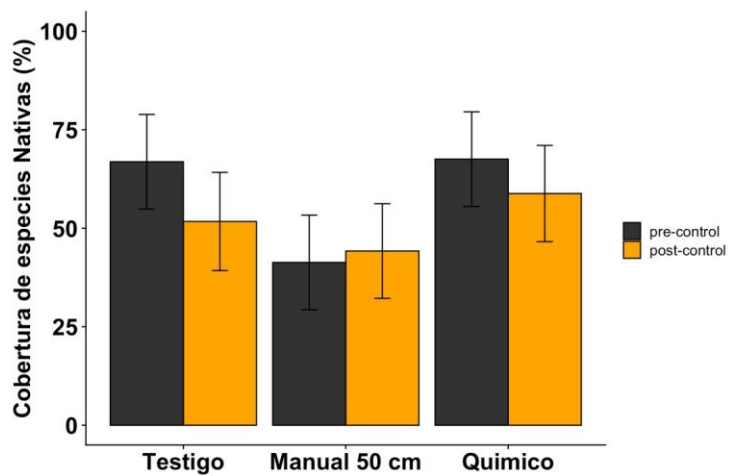


Figura 18. Cobertura promedio de especies nativas (%) antes (pre-control) y después (post-control) de la aplicación de tres tratamientos de control por anillado: “testigo”, “manual” y “químico”.

En referencia a la riqueza de especies exóticas, el análisis estadístico no evidenció efectos significativos del tratamiento de anillado, del periodo de evaluación ni de su interacción. En particular, no se observaron diferencias significativas entre tratamientos ($F_{2,26.55} = 0.84$, $p = 0.441$), entre periodos pre y post-control ($F_{1,24.56} = 0.14$, $p = 0.713$), ni en la interacción tratamiento y periodo ($F_{2,24.94} = 0.41$, $p = 0.671$). Las medias observadas fueron consistentemente bajas y con escasa variación entre grupos. En el periodo post-control, la riqueza exótica promedio fue de 1.00 ± 0.36 en el testigo, 1.14 ± 0.25 en anillado manual 50 cm y 1.50 ± 0.28 en el anillado químico. En pre-control, los valores registrados fueron de 1.14 ± 0.25 , 1.40 ± 0.32 y 1.33 ± 0.30 para el testigo, manual 50 cm y químico, respectivamente. Como se muestra en la Figura 19, las diferencias entre tratamientos y periodos fueron mínimas. En conjunto, estos resultados sugieren que la riqueza de especies exóticas se mantuvo estable a lo largo del tiempo, sin evidencias de cambios asociados a los tratamientos de control aplicados ni al periodo de monitoreo.

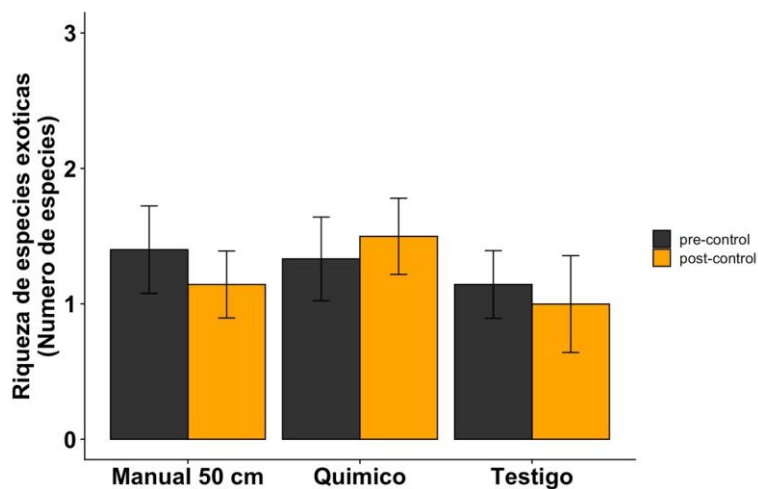


Figura 19. Riqueza de especies exóticas (número de especies·m⁻²) en parcelas intervenidas mediante tratamientos de anillado (Manual, químico y testigo), comparando los periodos pre y post-control.

Igualmente, el análisis no reveló efectos significativos del tratamiento de anillado ($p = 0.339$), ni del periodo de muestreo ($p = 0.885$), ni de la interacción entre ambos factores ($p = 0.469$) sobre la cobertura total de especies exóticas. Las medias observadas respaldan la ausencia de patrones consistentes entre tratamientos y periodos. En el tratamiento de anillado manual, la cobertura promedio disminuyó de 18.4 % en el periodo pre-control a 14.3 % en el post-control. En el anillado químico, se observó un leve aumento desde 18.7 % a 24.7 %, mientras que en el tratamiento testigo la cobertura fue baja en ambos periodos, disminuyendo de 12.7 % a 6.7 % (figura 20). Aunque estas variaciones

son numéricamente visibles, especialmente en los tratamientos químico y testigo, no alcanzaron significancia estadística. En conjunto, los resultados sugieren que las intervenciones evaluadas no produjeron efectos detectables en la cobertura de especies exóticas en el corto plazo.

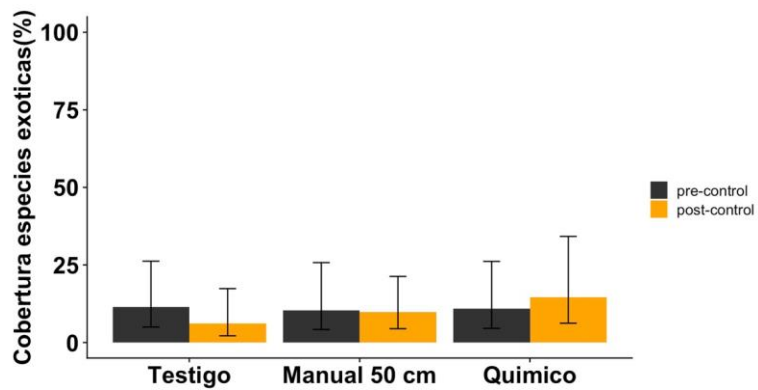


Figura 20. Cobertura promedio de especies exóticas (%) en parcelas intervenidas mediante tratamientos de anillado (Manual, químico y testigo), comparando los periodos pre y post-control.

4 DISCUSIÓN

4.1 Efectividad de los métodos de control mecánico

Diversos estudios han señalado que las especies invasoras de la familia *Pinaceae* no rebrotan después de ser taladas, siempre que se eliminen completamente las ramas basales (Ledgard, 2001). No obstante, para lograr un control efectivo mediante tala mecánica se requiere un alto nivel de precisión, ya que la presencia de ramas vivas remanentes en el tocón puede permitir la supervivencia del árbol (Ledgard, 2004; 2009b). En el presente estudio, los tocones con ramas basales vivas fueron más frecuentes en árboles de diámetros pequeños. Resultados similares fueron evidenciados por Ledgard (2004) quien determinó que los árboles de menor diámetro tienen mayor probabilidad de conservar ramas basales vivas tras la tala, ya que estas pueden pasar desapercibidas durante el proceso. En estos casos, el uso de herbicidas aplicados al tocón podría facilitar el control, permitiendo cortes menos exigentes sin comprometer la eficacia del tratamiento. Sin embargo, aunque se aplicó Garlon 4 (triclopir) como refuerzo, la cantidad de tocones con ramas vivas no difirió significativamente entre los tratamientos con y sin herbicida.

Los resultados del presente estudio podrían no estar relacionados con la efectividad intrínseca del producto aplicado, sino con la concentración y el dilusor utilizado en la formulación (Miller et al., 2010b; Rolando et al., 2021) y con el momento de la aplicación (Graziano et al., 2022). En el presente estudio se utilizó una baja concentración de triclopir (6,7 % de triclopir activo) que fue diluido en agua (5 L en 50 L de solución), conforme a las recomendaciones del fabricante. Sin embargo, estudios como los de Smith et al. (1997), Radosevich et al. (1979), Enloe et al. (2016) y Rolando et al. (2021) indican que la disolución en aceites vegetales o naturales mejora significativamente la penetración del producto a través de la corteza y su translocación interna, lo que incrementa la eficacia y reduce riesgos ambientales asociados. Además, Enloe et al. (2016) indican que una concentración por encima del 20% tendrían una mayor tasa de mortalidad. Sumado a esto, el momento de aplicación también influyó significativamente en la eficacia: las aplicaciones realizadas en invierno resultaron más efectivas, incluso con concentraciones bajas, que aquellas realizadas en primavera, donde se requirieron concentraciones mayores para alcanzar efectos similares. En el presente estudio, la aplicación del herbicida se realizó en verano (enero), lo que podría haber influido negativamente en la eficacia del tratamiento. Por lo tanto, para lograr un control más efectivo de especies leñosas mediante aplicaciones al tocón, se recomienda considerar estos factores de manera integrada durante la planificación del manejo.

La ausencia de diferencias significativas, en la regeneración por semilla de individuos de pino, entre tratamientos y periodos en las parcelas sometidas a corta con manejo de residuos podría deberse a la eliminación efectiva de los individuos adultos y a un banco de semillas empobrecido, posiblemente como consecuencia de una cobertura densa y prolongada del dosel. Este fenómeno ha sido descrito en otros contextos de manejo de coníferas invasoras, donde la sombra persistente y la acumulación de hojarasca reducen el reclutamiento de plántulas, tanto de especies nativas como exóticas (Dodet et al., 2019; Xiong & Nilsson, 1999). Asimismo, diversos estudios han demostrado que, aunque la densidad de plántulas puede ser baja inmediatamente después del control, esta puede incrementarse si no se implementan medidas de seguimiento o erradicación sostenida (Simberloff et al., 2010). En este contexto, los resultados actuales reflejan niveles considerados altos de re-invasión, y por tanto se recomienda mantener un monitoreo constante del sitio y evaluar la necesidad de aplicar intervenciones complementarias, como el control manual o químico de plántulas emergentes, con el fin de prevenir un repunte posterior de la población invasora.

4.2 Efectividad del tratamiento de control de anillado

Si bien no se observaron cambios en la cobertura del dosel, los resultados indican que los tratamientos de anillado sí tuvieron un efecto sobre el daño en la copa. Esta discrepancia podría explicarse por el corto periodo de evaluación, ya que, aunque las copas presentan signos de afectación fisiológica (como pérdida de verdor), aún no ha transcurrido el tiempo suficiente para que las ramas muertas caigan y se refleje una reducción efectiva en la cobertura del dosel. El anillado manual a 50 cm fue el tratamiento más efectivo para inducir daño en la copa de *Pinus contorta* a lo largo del tiempo, especialmente en individuos de menor diámetro (5–15 cm DAP). En estos árboles, la efectividad del tratamiento superó el 90 % de daño en la copa. Sin embargo, esta efectividad disminuyó progresivamente a medida que aumentaba el diámetro, alcanzando aproximadamente un 55 % en árboles de 25 cm de DAP. Esta tendencia puede explicarse por la mayor vulnerabilidad de los árboles delgados a la pérdida de corteza y del floema, lo que interrumpe el transporte de carbohidratos y reduce la conductividad hidráulica al exponer el xilema secundario, generando así un mayor estrés hídrico (Ueda et al., 2014). Además, es posible que la profundidad del anillado no haya sido suficiente para afectar completamente los tejidos conductores en individuos de mayor diámetro (Kane et al., 2019). Estos hallazgos son consistentes con los resultados reportados por Merceron et al. (2016), quienes observaron una disminución significativa en la vitalidad de *Acer negundo*

tras el anillado, con tasas medias de mortalidad del 65% a los dos años y del 78% a los tres años post-control. En conjunto, nuestros resultados respaldan la efectividad del anillado manual como técnica de control, especialmente en árboles jóvenes o de menor tamaño. No obstante, su eficiencia disminuye en individuos de mayor diámetro, lo que sugiere la necesidad de ajustar la técnica —por ejemplo, mediante un anillado más profundo o doble— para garantizar el control en árboles más desarrollados.

El tratamiento de anillado químico mostró una efectividad intermedia y relativamente constante en cuanto al porcentaje de daño en la copa, con valores cercanos al 50 % en todo el rango de diámetros evaluados (3–28 cm). Esta respuesta fue coherente con los resultados obtenidos mediante el análisis de fotografías hemisféricas, las cuales no mostraron una reducción significativa en la cobertura del dosel durante el primer y segundo año post-control. Resultados similares han sido reportados por Spalazzi et al. (2024), quienes observaron aproximadamente un 50 % de follaje muerto a los 12 y 24 meses post-tratamiento en árboles con diámetros menores a 10 cm tratados con triclopir. Esta respuesta moderada podría atribuirse a la baja concentración del principio activo y al tipo de diluyente utilizado en nuestro experimento. Mientras que estudios como los de Rolando et al. (2021) y Enloe et al. (2016) aplicaron triclopir al 12 % y 20 % respectivamente, logrando tasas de mortalidad cercanas al 90 %, en nuestro

estudio la concentración fue de solo 6.7 %, es decir, menos de la mitad de las utilizadas en dichos trabajos. No obstante, también se ha documentado que las concentraciones excesivamente altas pueden limitar la absorción del herbicida debido a la rápida precipitación o escasa translocación (Rolando et al., 2020).

Adicionalmente, Rolando et al. (2020) demostraron que el uso de aceite vegetal metilado (MSO) como diluyente mejora la absorción del triclopir al facilitar su penetración a través de la corteza y su movilización hacia los tejidos vasculares. En nuestro caso, el herbicida fue diluido únicamente en agua, lo que probablemente limitó su eficacia. Por tanto, es necesario realizar evaluaciones adicionales que contemplen distintas concentraciones de triclopir en combinación con coadyuvantes oleosos como el MSO, con el fin de optimizar la efectividad del anillado químico para el control de *Pinus contorta*.

Los resultados obtenidos evidencian que la regeneración de *Pinus contorta* varió según el tipo de anillado aplicado. En particular, el anillado manual fue el único tratamiento en el que se observó un aumento significativo en el establecimiento de nuevos individuos en el periodo post-control. Sin embargo, estos resultados podrían estar influenciados más por las condiciones específicas de los sitios que por el efecto directo del tratamiento, ya que se observó una alta variabilidad en los datos (media: 26110; error estándar: 24464, individuos por hectárea). Dicha variabilidad estuvo influenciada por la concentración de individuos en dos de las 18 subparcelas establecidas en los tres bloques.

A pesar de lo anterior, en el caso particular de coníferas invasoras, Langmaier et al. (2021) subrayan que la apertura parcial del dosel sin medidas de seguimiento puede desencadenar brotes masivos de regeneración, especialmente en sitios con bancos de semillas abundantes o en cercanía a fuentes reproductivas. Por lo tanto, los métodos de control físico o mecánico, si no se acompañan de medidas de restauración activa, pueden inadvertidamente favorecer el reclutamiento del invasor. Integrar acciones de restauración ecológica, como el control del banco de semillas o la revegetación con especies nativas, resulta clave para evitar el restablecimiento del invasor y asegurar el éxito a largo plazo de las intervenciones.

4.3 Respuesta de la vegetación acompañante a los tratamientos de control.

4.3.1 Cambios en la riqueza y cobertura de plantas nativas en tratamiento mecánico.

La riqueza de especies nativas en las parcelas sometidas a tala y manejo de residuos no mostró una variación significativa entre los periodos pre y post-control, evidenciando una falta de recuperación que supere los niveles iniciales. Esta ausencia de respuesta podría atribuirse a las perturbaciones asociadas a

las faenas de corta como el pisoteo, el arrastre de trozas y el tránsito de maquinaria, las cuales alteran las condiciones del suelo y afectan negativamente la regeneración natural. Además, la permanencia de residuos leñosos, tanto en el tratamiento “con desechos” como en el “triturado dentro”, podría estar limitando el establecimiento de especies nativas.

Durante el último año de monitoreo (post-control), se observaron diferencias significativas en la riqueza de especies entre los tratamientos “con desechos” y “triturado dentro”, siendo mayor en el primero. Esto sugiere que, aunque ambos tratamientos implican la presencia de residuos, el triturado incorporado al suelo podría actuar como una capa más compacta y opaca, dificultando el ingreso de luz y limitando así la germinación y emergencia de nuevas plántulas. Estos resultados son coherentes con estudios previos (Gibson-Roy et al., 2023; Donahue et al., 2006), que han demostrado que una capa de mantillo puede inhibir tanto el establecimiento de especies nativas como la emergencia de semillas del banco del suelo. Aunque las diferencias fueron estadísticamente significativas, su relevancia ecológica es limitada, ya que ninguno de los tratamientos resultó en un aumento absoluto en la riqueza de especies. Esto sugiere que, a pesar de las variaciones detectadas, el efecto práctico sobre la diversidad vegetal nativa es escaso.

Adicionalmente, el mantillo no solo representa una barrera física, sino también química, ya que puede liberar compuestos alelopáticos que afectan

negativamente la germinación y el desarrollo de otras plantas (Gibson-Roy et al., 2023). En conjunto, estos resultados subrayan la importancia de considerar no solo la remoción de la especie invasora, sino también el manejo adecuado de los residuos para favorecer la restauración de la vegetación nativa.

En referencia a la cobertura de especies nativas, los resultados muestran diferencias significativas para el pre y post control en el tratamiento de desechos, mostrando una disminución de la cobertura después de aplicar el control. A pesar de la reducción significativa en la cobertura del dosel tras las intervenciones de control, no se observó un aumento consistente en la cobertura de especies nativas. Esta falta de respuesta puede atribuirse a múltiples factores. En primer lugar, la acumulación de residuos leñosos, particularmente en el tratamiento “con desechos”, que podría haber generado efectos físicos y alelopáticos que inhiben la germinación y establecimiento de especies nativas (Xiong & Nilsson, 1999; Gibson-Roy et al., 2023). Además, una posible limitación del banco de semillas nativas, situación común en áreas invadidas por coníferas durante largos periodos (Gómez-Aparicio, 2009). Si bien la apertura del dosel puede mejorar la disponibilidad de luz, otros factores como la compactación del suelo, el aumento de la evaporación y la falta de humedad podrían estar restringiendo el establecimiento de nuevas plántulas (Cuevas & Zalba, 2010). Por tanto, estos resultados resaltan que la apertura del dosel, aunque necesaria, no es suficiente por sí sola para promover la restauración de la vegetación nativa, y que

estrategias complementarias como la remoción activa de residuos o la siembra asistida podrían ser necesarias para favorecer la recuperación ecológica.

4.3.2 Cambios en la riqueza y cobertura de especies exóticas después del control mecánico.

Los resultados obtenidos evidencian que el tratamiento de manejo de residuos influyó significativamente en la riqueza de especies exóticas, aunque este efecto no se mantuvo de forma consistente entre periodos. La diferencia significativa observada en el periodo pre-control entre los tratamientos “con desechos” y “desechos fuera”, donde el primero presentó mayor riqueza de especies exóticas, sugiere que la presencia de residuos leñosos podría estar asociada a condiciones microambientales más estables —como sombra y mayor retención de humedad— que favorecen el establecimiento de ciertas especies invasoras tolerantes (Xiong & Nilsson, 1999). Sin embargo, dado que en el periodo post-control estas diferencias desaparecieron, es probable que el efecto haya sido puntual y vinculado a condiciones previas a la intervención, más que al tratamiento en sí.

En contraste, la remoción del material triturado puede haber dejado el suelo a condiciones de más exposición al sol y a la sequía, menos propicias para la germinación de muchas especies exóticas que colonizan ambientes alterados

con cierto resguardo microclimático. Además, Gibson-Roy et al. (2023) demostraron que los mantillos derivados de coníferas pueden actuar como barreras físicas y químicas, inhibiendo el establecimiento tanto de especies nativas como de algunas exóticas, en función del grosor y la composición del material, lo que evidencia que estos residuos pueden tener efectos tanto beneficiosos como limitantes en los procesos de restauración. No obstante, cuando estos residuos son retirados, se reduce la interferencia mecánica y química sobre el suelo, permitiendo una mayor disponibilidad de espacio y recursos para la colonización por especies mejor adaptadas a las condiciones del sitio. Estos resultados enfatizan la relevancia del manejo posterior a la tala, no solo en cuanto a la remoción de individuos invasores, sino también respecto al destino de los residuos generados, los cuales pueden desempeñar un papel crucial en determinar la trayectoria sucesional y ecológica del ecosistema en recuperación.

A pesar de los contrastes en los tratamientos de manejo de residuos, la cobertura de especies exóticas no mostró variaciones significativas entre tratamientos ni entre los periodos pre y post-control. Esto sugiere que, en el corto plazo, las prácticas evaluadas no lograron modificar sustancialmente el comportamiento de las especies exóticas presentes. La estabilidad en la cobertura podría estar relacionada con la capacidad de estas especies para persistir bajo distintas condiciones de perturbación, lo cual ha sido ampliamente documentado en ecosistemas intervenidos (Richardson & Pyšek, 2006; Gaertner et al., 2014).

Además, la alta variabilidad observada entre parcelas puede haber enmascarado diferencias sutiles, especialmente en contextos donde el banco de semillas y la vegetación remanente ya incluían especies exóticas bien establecidas.

En este contexto, si bien la tala de *Pinus contorta* y el manejo de sus residuos constituyen pasos fundamentales para la restauración de ecosistemas invadidos, su efecto sobre la cobertura de especies exóticas puede ser limitado si no se integran acciones adicionales, como el enriquecimiento con especies nativas o la remoción activa de invasoras emergentes (Zavaleta et al., 2001). Finalmente, se ha reportado que ciertos tipos de mulch o residuos orgánicos pueden incluso favorecer la germinación de exóticas si no inhiben suficientemente la luz o no presentan efectos alelopáticos (Gibson-Roy et al., 2023), lo cual podría explicar el aumento leve de cobertura observado en algunos tratamientos. Estos hallazgos refuerzan la importancia de un monitoreo continuo y de estrategias de manejo adaptativo en la restauración de áreas invadidas.

4.3.3 Cambios en la riqueza y cobertura de especies de plantas (nativas y exóticas) después del control de *Pinus contorta* para el tratamiento de anillado.

A pesar de que los tratamientos aplicados, en particular el anillado manual, lograron cambiar la cobertura del dosel a lo largo del tiempo (aunque sin

evidencia estadística), no se observaron cambios significativos en la cobertura ni en la riqueza de especies nativas y exóticas. Esto sugiere que la apertura del dosel, por sí sola, no fue suficiente para inducir una respuesta positiva de la vegetación, al menos en el corto plazo.

Estos resultados indican que otros factores limitantes pueden estar restringiendo el proceso de germinación tanto de especies nativas como exóticas. Entre ellos se encuentran: la ausencia del banco de semillas, la persistencia de efectos alelopáticos de las acículas y restos de ramas de pino tras la poda, y posibles alteraciones en las propiedades físicas y químicas del suelo. Coincidiendo con lo planteado por Cuevas & Zalba (2010) y Gómez-Aparicio (2009), estos hallazgos respaldan la idea de que una estrategia de restauración pasiva, basada únicamente en la remoción de especies invasoras o la apertura del dosel, no es suficiente para promover la recuperación ecológica en ecosistemas degradados por pinos invasores.

5 IMPLICANCIAS PARA LA PRACTICA

Los resultados del estudio respaldan el uso del anillado químico como una estrategia efectiva y de bajo impacto para el control de *Pinus contorta* en ecosistemas de estepa patagónica. Este método presentó una mortalidad progresiva de los individuos tratados, sin promover una re-invasión de la especie de pino por regeneración, y mostró una respuesta más uniforme entre árboles de diferentes tamaños. Además, generó un impacto mínimo sobre la vegetación nativa, lo que lo convierte en una opción adecuada para el manejo en áreas sensibles. Se recomienda utilizar una concentración más alta del herbicida que la empleada en el presente estudio, complementada con un diluyente oleoso como el MSO (aceite metilado de semillas), considerando además la estación del año al momento de su aplicación.

Si bien el tratamiento de corta resulta efectivo para la remoción de la biomasa de la especie invasora es importante considerar que: (i) los residuos deben ser retirados del área intervenida para evitar efectos adversos sobre la regeneración, y (ii) el control de ramas basales puede realizarse de forma mecánica, siendo necesario únicamente en individuos con un DAP inferior a 10 cm.

Independientemente del tratamiento de control empleado, toda acción orientada al manejo o erradicación de *Pinus contorta* debe ser acompañada de medidas de

restauración ecológica que favorezcan una recuperación rápida y sostenida de la cobertura vegetal nativa.

6 CONCLUSIONES

- La probabilidad de ramas basales vivas fue mayor en los tocones de menor diámetro, lo que sugiere que el tamaño del individuo es un factor clave en la efectividad del control mecánico.
- El anillado químico, mediante inyección del herbicida, presentó una efectividad moderada y sostenida en el tiempo, con una mortalidad progresiva de los individuos sin fomentar la regeneración de nuevas plántulas. Este tratamiento mostró menor variación entre árboles de distinto tamaño y resultó ser menos invasivo para la vegetación nativa.
- En cuanto a la cobertura de especies nativas, se observó una disminución significativa en el tratamiento “con desechos”, mientras que “desechos fuera” mantuvo e incluso aumentó ligeramente la cobertura tras el control, aunque sin diferencias estadísticamente significativas.
- La riqueza y cobertura de especies exóticas se mantuvo relativamente constante a lo largo del estudio, sin respuestas significativas a los tratamientos aplicados. Esto sugiere que, al menos en el corto plazo, los métodos evaluados no favorecen el establecimiento de especies invasoras distintas a *Pinus contorta*.

- Los resultados respaldan el uso combinado de técnicas mecánicas y químicas, en especial el anillado químico, como estrategias efectivas y de bajo impacto para el control de *Pinus contorta* en la estepa patagónica. Sin embargo, la persistencia de fuentes externas de propágulos impone la necesidad de un monitoreo constante y medidas de restauración complementarias.

7 REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

APN (Administración de Parques Nacionales). 2007. Plan de Gestión de Especies Exóticas Invasoras. Argentina.

Blackburn, T.M., Pyšek, P., Bacher, S., Carlton, J.T., Duncan, R.P., Jarošík, V., Wilson, J.R.U., Richardson, D.M. 2011. A proposed unified framework for biological invasions. *Trends in Ecology & Evolution* 26(7): 333–339. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2011.03.023>

Boast, K. 2021. A cost comparison of aerial and ground-based approaches for the control of alien invasive pines in the Western Cape. Ph.D dissertation. Stellenbosch, South Africa: Stellenbosch University. 110 p.

Bravo-Monasterio, P., Pauchard, A., Fajardo, A. 2016. *Pinus contorta* invasion into treeless steppe reduces species richness and alters species traits of the local community. *Biol. Invasions* 18: 1883–1894.

Burch, P.L., Zedaker, S.M. 2003. Removing the invasive tree *Ailanthus altissima* and restoring natural cover. *J Arboric* 29:18–24.

Cóbar-Carranza, A.J., Peñuelas, J., Sardans, J., Estay, S.A., Pauchard, A. 2014. *Pinus contorta* invasion of *Araucaria araucana* forests in Chile reduces native biodiversity and increases fire risk. *Biological Invasions* 16(8): 1851–1863. <https://doi.org/10.1007/s10530-013-0633-3>

Cóbar-Carranza, A.J., García, R.A., Pauchard, A., Peña, E. 2014. Effect of *Pinus contorta* invasion on forest fuel properties and its potential implications on the fire regime of *Araucaria araucana* and *Nothofagus antarctica* forests. *Biol. Invasions* 16: 2273–2291.

Cóbar-Carranza, A.J., Pauchard, A., Peña, E., Bustamante, R.O. 2015. Effect of Pinaceae invasion on soil and litter properties in south-central Chile: A meta-analysis approach. *Biological Invasions* 17: 2297–2310. <https://doi.org/10.1007/s10530-015-0857-5>

Cuevas, Y.A., Zalba, S.M. 2010. Recovery of native grasslands after removing invasive pines. *Restor. Ecol.* 18: 711–719.

Daehler, C. C. (2003). Performance comparisons of co-occurring native and alien invasive plants: implications for conservation and restoration. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* 34: 183–211.

Despain, D.G. 2001. Dispersion ecology of lodgepole pine (*Pinus contorta* Dougl.) in its native environment as related to Swedish forestry. *For. Ecol. Manage.* 141: 59–66.

Dickie, I.A., St John, M.G., Yeates, G.W., Morse, C.W., Bonner, K.I., Orwin, K., Peltzer, D.A. 2014. Belowground legacies of *Pinus contorta* invasion and removal result in multiple mechanisms of invasional meltdown. *AoB Plants* 6: plu056. <https://doi.org/10.1093/aobpla/plu056>

Dickie, I.A., Bufford, J.L., Cobb, R.C., Desprez-Loustau, M.L., Grelet, G., Hulme, P.E., et al. 2014. The emerging science of linked plant–fungal invasions. *New Phytologist* 204(3): 565–569. <https://doi.org/10.1111/nph.13028>

DiTomaso, J.M., Kyser, G.B. 2007. Control of *Ailanthus altissima* using stem herbicide application techniques. *Arboric Urban For* 33:55–63.

Donahue, C., Rogers, W.E., Siemann, E. 2006. Restoring an invaded prairie by mulching live *Sapium sebiferum* (Chinese tallow trees): effects of mulch on *Sapium* seed germination. *Nat Areas J* 26(3):244–253. <https://doi.org/10.3375/0885-8608>

Dodet, M., Collet, C., Lévêque, C., & Aronson, J. 2019. Invasive tree removal and the dynamics of forest restoration: a global synthesis. *Forest Ecology and Management* 433: 337–350. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2018.11.008>

Ebell, L.F. 1971. Girdling: its effect on carbohydrate status and on reproductive bud and cone development of Douglas fir. *Can. J. Bot.* 49(3): 453–466. <https://doi.org/10.1139/b71-067>

Ehrenfeld, J.G. 2010. Ecosystem consequences of biological invasions. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* 41: 59–80. <https://doi.org/10.1146/annurev-ecolsys-102209-144650>

Enloe, S.F., O'Sullivan, S.E., Loewenstein, N.J., Brantley, E.F., Lauer, D.K. 2016. Triclopyr application timing and concentration influence low-volume basal bark efficacy on Chinese privet. *Invasive Plant Sci. Manag.* 9: 235–241.

Elfving, B., Ericsson, T., Rosvall, O. 2001. The introduction of lodgepole pine for wood production in Sweden—a review. *Forest Ecology and Management* 141(1–2): 15–29. [https://doi.org/10.1016/S0378-1127\(00\)00323-8](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(00)00323-8)

Essl, F., Bacher, S., Blackburn, T.M., Booy, O., Brundu, G., Brunel, S., Cardoso, A.C., Eschen, R., Gallardo, B., Galil, B., García-Berthou, E., Genovesi, P., Groom, Q.J., Harrower, C.A., Hulme, P.E., Katsanevakis, S., Kenis, M., Kühn, I., Kumschick, S., et al. 2015. Crossing frontiers in tackling pathways of biological invasions. *BioScience* 65(8): 769–782. <https://doi.org/10.1093/biosci/biv082>

Con formato: Inglés (Estados Unidos)

Essl, F., Dullinger, S., Rabitsch, W., Hulme, P.E., Hülber, K., Jarošík, V., Kleinbauer, I., Krausmann, F., Kühn, I., Nentwig, W., Vilà, M., Genovesi, P., Gherardi, F., Desprez-Loustau, M.L., Roques, A. & Pyšek, P. (2010). Socioeconomic legacy yields an invasion debt. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 108(1): 203–207.

Franzese, J., Raffaele, E. 2017. Exotic pines as a threat to Patagonian ecosystems: a review of their ecology and management. *Biological Invasions* 19: 365–379. <https://doi.org/10.1007/s10530-016-1273-3>

Franzese, J., Urrutia, J., García, R.A., Taylor, K., Pauchard, A. 2017. Pine invasion impacts on plant diversity in Patagonia: invader size and invaded habitat matter. *Biol. Invasions* 19: 1015–1027.

Fujimori, T. 2001. Ecological and Silvicultural Strategies for Sustainable Forest Management. Elsevier Science.

Gaertner, M., Wilson, J. R. U., Cadotte, M. W., MacIvor, J. S., Zenni, R. D., & Richardson, D. M. (2014). Non-native species in urban environments: patterns, processes, impacts and challenges. *Biological Invasions*, 16, 643–661. <https://doi.org/10.1007/s10530-013-0605-1>

García, R.A., Pauchard, A., Peña, E. 2023. Early-stage invasion of *Pinus contorta* reduces microclimatic heterogeneity and alters understory conditions in temperate forests of southern Chile. *Biological Invasions* 25: 2763–2778. <https://doi.org/10.1007/s10530-023-03071-5>

Ganderats, S. 2001. Antecedentes sobre la producción de praderas en Aysén. *Bol. INIA* 69: 1–23.

Gascón, A. 2005. Situación forestal y biodiversidad en la Región de Aysén. *Ecosistemas* 14(1): www.ecosistemas.cl/1776/article-74102.html

Gous, S., Raal, P., Watt, M.S. 2014. Dense wilding conifer control with aerially applied herbicides in New Zealand. *N.Z. J. For. Sci.* 44: 4.

Gous, S., Raal, P., Kimberley, M.O., Watt, M.S. 2015. Chemical control of isolated invasive conifers using a novel aerial spot application method. *Weed Res.* 55: 380–386.

Gibson-Roy, P., Delpratt, J., Moore, G. 2023. Coarse pine bark mulch as open surface cover fails to improve establishment of sown native grasslands. *Ecol Manag Restor* 24(2):147–155. <https://doi.org/10.1111/emr.12577>

Gómez-Aparicio, L. 2009. The role of plant interactions in the restoration of degraded ecosystems: a meta-analysis across life-forms and ecosystems. *J Ecol* 97(6):1202–1214. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2745.2009.01529.x>

Gous, S.F., Richardson, B. 2008. Stem injection of insecticides to control herbivorous insects on *Eucalyptus nitens*. *N Z Plant Prot* 61:174–178.

Con formato: Inglés (Estados Unidos)

Graziano, G., Tomco, P., Seefeldt, S., Mulder, C.P.H., Redman, Z. 2022. Herbicides in unexpected places: non-target impacts from tree root exudation of aminopyralid and triclopyr following basal bark treatments of invasive chokecherry (*Prunus padus*) in Alaska. *Weed Sci* 70(1):104–114. <https://doi.org/10.1017/wsc.2022.70>

Gundale, M.J., Wardle, D.A., Nilsson, M.C., Zackrisson, O. 2014. Interactions with soil biota shift from negative to positive when a tree species invades native ecosystems. *New Phytologist* 202(3): 916–927. <https://doi.org/10.1111/nph.12641>

Hepp, C. 1996. Praderas en la zona austral: XI Región (Aysén). En: *Praderas para Chile*. INIA, Santiago, Chile.

IPBES. 2023. Thematic assessment report on invasive alien species and their control. *Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services*. <https://doi.org/10.5281/zenodo.8125752>

Itou, T., Hayama, K., Sakai, A., Tanouchi, H., Okuda, S., Kushima, H., Kajimoto, T. 2015. Developing an effective glyphosate application technique to control *Bischofia javanica* Blume, an invasive alien tree species in the Ogasawara Islands. *J. For. Res.* 20: 248–253.

Kane, J.M., Engber, E.A., McClelland, J.E. 2019. Effectiveness and impacts of girdling treatments in a conifer-encroached Oregon white oak woodland. *For. Ecol. Manage.* 447: 77–86. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2019.05.059>

Kettenring, K. M., & Adams, C. R. (2011). Lessons learned from invasive plant control experiments: a systematic review and meta-analysis. *Journal of Applied Ecology* 48: 970–979.

Lea, J.D. 1957. The effect of ring-barking and 2,4,5-T applied as a bark paint on *Acacia seyal* Del. *East Afr. Agric. For. J.* 23(2): 89–90. <https://doi.org/10.1080/03670074.1957.11664864>

Langdon, B., Pauchard, A., Aguayo, M., Saldaña, A. 2010. *Pinus contorta* invasion in the Chilean Patagonia: local patterns in a global context. *Biological Invasions* 12: 3961–3971. <https://doi.org/10.1007/s10530-010-9817-5>

Langmaier, M., et al. 2021. Removal of non-native trees affects vegetation recovery in central European forests: lessons for invasive conifer management. *Biol Invasions* 23:2031–2044.

Ledgard, N.J. 2001. The spread of lodgepole pine (*Pinus contorta*, Dougl.) in New Zealand. *Forest Ecology and Management* 141(1–2): 43–57. [https://doi.org/10.1016/S0378-1127\(00\)00326-3](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(00)00326-3)

Ledgard, N.J. 2004. Wilding conifers – New Zealand history and research background. En: Hill, R.L., Zydenbos, S.M., Bezar, C.M. (eds.), *Managing wilding conifers in New Zealand: Present and future*. New Zealand Plant Protection Society, Lincoln, New Zealand. pp. 1–25.

Ledgard, N.J. 2009b. Wilding control guidelines for farmers and land managers. *New Zealand Plant Protection* 62: 380–386.

Lockwood, J.L., Cassey, P., Blackburn, T.M. 2005. The role of propagule pressure in explaining species invasions. *Trends in Ecology & Evolution* 20(5): 223–228. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2005.02.004>

Löwe, V., Murillo, C. 2001. Evaluación del comportamiento de especies forestales introducidas en Chile. *Instituto Forestal (INFOR)*, Santiago, Chile.

Lonsdale, W.M. 1999. Concepts and synthesis: global patterns of plant invasions, and the concept of invasibility. *Ecology* 80: 1522–1536.

Lotan, J.E., Critchfield, W.B. 1990. *Pinus contorta* Dougl. ex Loud. Lodgepole Pine. En: Burns, R.M., Honkala, B.H. (eds.), *Silvics of North America*, Vol. 1, Conifers. USDA Forest Service and Agriculture Handbook No. 654: 302–315.

Macalister, A. 2010. Management strategy: the control of wilding conifers in Kenepuru Sound. Kenepuru and Central Sounds Residents Association, New Zealand.

Mack, R.N., Simberloff, D., Lonsdale, W.M., Evans, H., Clout, M., Bazzaz, F.A. 2000. Biotic invasions: causes, epidemiology, global consequences, and control. *Ecological Applications* 10: 689–710.

Menvielle, M.F., Arata, G., Nuñez, C.I., Buono, G., Eglis, I. 2020. Manual de uso de herbicidas en áreas protegidas de la Administración de Parques Nacionales. Administración de Parques Nacionales, Ciudad de Buenos Aires, Argentina. 65 p.

Merceron, N.R., Lamarque, L.J., Delzon, S., Porté, A.J. 2016. Killing it softly: girdling as an efficient eco-friendly method to locally remove invasive *Acer negundo*. *Ecol. Restor.* 34(4): 317–319. <https://doi.org/10.3368/er.34.4.317>

McGregor, K.F., Watt, M.S., Hulme, P.E., Duncan, R.P. 2012. What determines pine naturalization: species traits, climate suitability or forestry use? *Diversity and Distributions* 18(10): 1013–1023. <https://doi.org/10.1111/j.1472-4642.2012.00939.x>

Miller, J.H., Manning, S.T., Enloe, S.F. 2010b. A management guide for invasive plants in southern forests. Gen. Tech. Rep. SRS-131. USDA Forest Service, Southern Research Station, Asheville, NC. 120 p.

Moyano, J.A., Jaime, M., Oosterheld, M., Bustamante, R.O., Pauchard, A. 2023. Predicting the impact of invasive trees from different measures of abundance: the

Con formato: Inglés (Estados Unidos)

case of *Pinus contorta* in Patagonian grasslands. *Journal of Environmental Management* 325: 116480. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2022.116480>

New Zealand Wilding Conifer Management Group. 2014. *The right tree in the right place*. <https://www.wildingconifers.org.nz>

Nilsson, C., Engelmark, O., Cory, J., Forsslund, A., Carlborg, E. 2008. Differences in litter cover and understorey flora between stands of introduced lodgepole pine and native Scots pine in Sweden. *Forest Ecology and Management* 255: 1900–1905. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2007.12.012>

Noel, A.R.A. 1970. The girdled tree. *Bot. Rev.* 36(2): 162–195. <https://doi.org/10.1007/BF02858553>

Núñez, M.A., Chiuffo, M.C., Torres, A., Paul, T., Dimarco, R.D., Raal, P., Richardson, D.M. 2017. Ecology and management of invasive Pinaceae around the world: progress and challenges. *Biological Invasions* 1–22.

Núñez, M.A., Relva, M.A., Simberloff, D. 2017. Invasive conifers and the structure of native forests in Patagonia: evidence for indirect effects through herbivory. *Biological Invasions* 19: 229–238. <https://doi.org/10.1007/s10530-016-1279-x>

Pablo, U., Aceituno, P., Fuenzalida, H., Rutllant, J., Santibañez, F. 1979. Caracterización climática. En: *Perspectivas de Desarrollo de los Recursos de la Región Aisén del General Carlos Ibáñez del Campo*. Intendencia Regional de Aysén, Coyhaique, Chile.

Pauchard, A., García, R., Langdon, B., Núñez, M. 2014. Invasiones de plantas en ecosistemas forestales: bosques y praderas invadidas. En: *Ecología Forestal: Bases para el Manejo Sustentable y Conservación de los Bosques Nativos de Chile*: 673–691.

Pauchard, A., Kueffer, C., Dietz, H., Daehler, C.C., Alexander, J., Edwards, P.J., Arévalo, J.R., Cavieres, L., Guisan, A., Haider, S., Jakobs, G., McDougall, K., Millar, C.I., Naylor, B.J., Parks, C.G., Rew, L.J., Seipel, T. 2009. Ain't no mountain high enough: Plant invasions reaching high elevations. *Frontiers in Ecology and the Environment* 7: 479–486.

Paul, T.S.H., Ledgard, N.J. 2009. Vegetation succession associated with wilding conifer removal. *New Zealand Plant Protection* 62: 374–379.

Peña, E., Langdon, B., Pauchard, A. 2008. Patterns of spread of *Pinus contorta* Dougl. ex Loud. invasion in a nature reserve in southern Chile. *Forest Ecology and Management* 256(5): 1049–1054. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2008.06.002>

Peña, E., Pauchard, A. 2001. Invasion of *Pinus contorta* into high- and low-productivity sites in the Chilean Patagonia: effects of climate and landscape

features. *Austral Ecology* 26(6): 608–617. <https://doi.org/10.1046/j.1442-9993.2001.01146.x>

Peña, E., Pauchard, A. 2001. Coníferas introducidas en áreas protegidas: un riesgo para la biodiversidad. *Bosque Nativo* 30: 3–7.

Con formato: Inglés (Estados Unidos)

Pyšek, P., Hulme, P.E., Simberloff, D., Bacher, S., Blackburn, T.M., Carlton, J.T., et al. 2020. Scientists' warning on invasive alien species. *Biological Reviews* 95(6): 1511–1534. <https://doi.org/10.1111/brv.12627>

Raal, P.A. 2005. Review of chemical control methods used to control wilding conifers. Internal report. Department of Conservation, Otago Conservancy, Dunedin, NZ.

Radosevich, S.R., Bayer, D.E. 1979. Effect of temperature and photoperiod on triclopyr, picloram, and 2,4,5-T translocation. *Weed Sci.* 27: 22–27.

Ricciardi, A., Blackburn, T.M., Carlton, J.T., Dick, J.T.A., Hulme, P.E., Iacarella, J.C., et al. 2021. Four priority areas to advance invasion science. *Nature Ecology & Evolution* 5: 256–258. <https://doi.org/10.1038/s41559-020-01367-w>

Richardson, D.M. & Rejmánek, M. (2004). Conifers as invasive aliens: a global survey and predictive framework. *Diversity and Distributions*, 10: 321–331. <https://doi.org/10.1111/j.1366-9516.2004.00096.x>

Con formato: Inglés (Estados Unidos)

Richardson, D.M. (2006). *Pinus*: a model group for unlocking the secrets of alien plant invasions? *Preslia*, 78(4): 375–388.

Richardson, D.M., Carruthers, J., Hui, C., Impson, F.A.C., Miller, J.T., Robertson, M.P., et al. 2008. Human-mediated introductions of Australian acacias—a global experiment in biogeography. *Diversity and Distributions* 14(3): 308–320. <https://doi.org/10.1111/j.1472-4642.2007.00424.x>

Richardson, D.M., Rejmánek, M. 2011. Trees and shrubs as invasive alien species – a global review. *Diversity and Distributions* 17(5): 788–809. <https://doi.org/10.1111/j.1472-4642.2011.00782.x>

Con formato: Inglés (Estados Unidos)

Richardson, D.M. 2006. *Pinus*: a model group for unlocking the secrets of alien plant invasions? *Preslia* 78(4): 375–388.

Richardson, D.M., Higgins, S.I. 1998. Pines as invaders in the southern hemisphere. En: *Ecology and Biogeography of Pinus*. Cambridge University Press, Cambridge: 450–473.

Richardson, D.M., Pyšek, P., Rejmánek, M., Barbour, M.G., Panetta, F.D. 2000. Naturalization and invasion of alien plants: concepts and definitions. *Diversity and Distributions* 6: 93–107.

Richardson, D.M., Rejmánek, M. 2004. Conifers as invasive aliens: a global survey and predictive framework. *Diversity and Distributions* 10: 321–331.

Richardson, D.M., Williams, P.A., Hobbs, R.J. 1994. Pine invasions in the Southern Hemisphere: determinants of spread and invadability. *J. Biogeogr.* 21: 511–527.

Richardson, D.M., Bond, W.J. 1991. Determinants of plant distribution: evidence from pine invasions. *Am. Nat.* 137(5): 639–668.

Rolando, C.A., Richardson, B., Paul, T.S.H., Somchit, C. 2021. Refining tree size and dose–response functions for control of invasive *Pinus contorta*. *Environ. Conserv.* <https://doi.org/10.1017/S0376892921000040>

Rolando, C.A., Gaskin, R.E., Horgan, D.B., Richardson, B. 2020. Effect of dose and adjuvant on uptake of triclopyr and dicamba into *Pinus contorta* needles. *N Z J For Sci* 50(1):3. <https://doi.org/10.33494/nzjfs502020x49x>

Roy, H.E., Pauchard, A., Stoett, P., Renard Truong, T., Lipinskaya, T. & Vicente, J.R. (eds.). 2023. Chapter 1: Introducing biological invasions and the IPBES thematic assessment of invasive alien species and their control. En: IPBES. *Thematic Assessment Report on Invasive Alien Species and Their Control*. IPBES secretariat, Bonn, Alemania. pp. 1–46. <https://doi.org/10.5281/zenodo.7430723>

Sarasola, M., Raffaele, E., Ghersa, C.M. 2006. Invasión de pinos exóticos en ecosistemas nativos del noroeste de la Patagonia. *Ecología Austral* 16(2): 143–156.

Seebens, H., Blackburn, T.M., Dyer, E.E., Genovesi, P., Hulme, P.E., Jeschke, J.M., et al. 2017. No saturation in the accumulation of alien species worldwide. *Nature Communications* 8: 14435. <https://doi.org/10.1038/ncomms14435>

Simberloff, D., Nuñez, M.A., Ledgard, N., Pauchard, A., Richardson, D.M., Sarasola, M., et al. 2010. Spread and impact of introduced conifers in South America: lessons from other southern hemisphere regions. *Austral Ecology* 35(5): 489–504. <https://doi.org/10.1111/j.1442-9993.2009.02058.x>

Simberloff, D., Martin, J.L., Genovesi, P., Maris, V., Wardle, D.A., Aronson, J., et al. 2013. Impacts of biological invasions: what's what and the way forward. *Trends in Ecology & Evolution* 28(1): 58–66. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2012.07.013>

Simberloff, D., Nuñez, M.A., Ledgard, N.J., Pauchard, A., Richardson, D.M., Sarasola, M., Van Wilgen, B.W., Zalba, S.M., Zenni, R.D., Bustamante, R., Peña, E., Ziller, S.R. 2009. Spread and impact of introduced conifers in South America: lessons from other southern hemisphere regions. *Austral Ecol.* 35(5): 489–504.

Spalazzi, A., Franzese, J., de Torres Curth, M. 2024. Injection-based approaches for controlling Douglas-fir (*Pseudotsuga menziesii*) invasion in conservation efforts of the Patagonian forest. [preprint].

Taylor, K.T., Maxwell, B.D., Pauchard, A., Nuñez, M.A., Rew, L.J. 2016. Native versus non-native invasions: similarities and differences in the biodiversity impacts of *Pinus contorta* in introduced and native ranges. *Divers. Distrib.* <https://doi.org/10.1111/ddi.12419>

Ueda, M., Shibata, E., Fukuda, H., Sano, A., Waguchi, Y. 2014. Girdling and tree death: lessons from *Chamaecyparis pisifera*. *Can. J. For. Res.* 44(9): 1133–1137. <https://doi.org/10.1139/cjfr-2014-0181>

Urrutia, R., Peña, E., Pauchard, A. 2013. Invasión de *Pinus contorta* y su efecto sobre la diversidad de especies nativas en ecosistemas de montaña. *Bosque* 34(1): 11–19. <https://doi.org/10.4067/S0717-92002013000100003>

Woods, J.H. 1989. Stem girdling to increase seed and pollen production of coast Douglas-fir. Res. Note No. 103. British Columbia Ministry of Forests.

Xiong, S., Nilsson, C. 1999. The effects of plant litter on vegetation: a meta-analysis. *J. Ecol.* 87(6):984–994. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2745.1999.00414.x>

Zalba, S.M., Ziller, S.R. 2007. Adaptive management of alien invasive species: putting the theory into practice. *Nat. Conserv.* 5: 86–92.

Zavaleta, E. S., Hobbs, R. J., & Mooney, H. A. (2001). Viewing invasive species removal in a whole-ecosystem context. *Trends in Ecology & Evolution*, 16(8), 454–459. [https://doi.org/10.1016/S0169-5347\(01\)02194-2](https://doi.org/10.1016/S0169-5347(01)02194-2)