

Implicancias del uso de protecciones plásticas en el desempeño inicial de plantaciones de *Nothofagus pumilio* en el Parque Nacional Torres del Paine

Implications of the use of plastic shelters in the initial performance of *Nothofagus pumilio* plantations in Torres del Paine National Park

Patricio E. Salinas^{1,*}, Jan R. Bannister² & Osvaldo J. Vidal^{3,4,5}

¹Corporación Nacional Forestal, Departamento de Bosques y Cambio Climático, Oficina Provincial de Última Esperanza, Puerto Natales, Chile.

²Instituto Forestal, Oficina Chiloé, Castro, Chile.

³Laboratorio de Botánica, Instituto de la Patagonia, Universidad de Magallanes, Punta Arenas, Chile.

⁴Unidad de Turismo Sostenible, Vicerrectoría de Investigación y Posgrado, Universidad de Magallanes, Punta Arenas, Chile.

⁵Centro Internacional Cabo de Hornos (CHIC), 6350000, Puerto Williams, Chile

*E-mail: patricio.salinas@conaf.cl

RESUMEN

Los cambios ambientales provocados por incendios en ecosistemas forestales pueden dificultar procesos de reforestación, ya que se necesita de cobertura que brinde protección lateral. Una solución para este problema ha sido la incorporación de protecciones plásticas, sin embargo, existen evidencias tanto a favor como en contra sobre su uso. Los objetivos de este estudio son comparar el desempeño inicial (en términos de sobrevivencia, crecimiento y ramoneo) en plantaciones de *Nothofagus pumilio* con y sin uso de protecciones plásticas en el Parque Nacional Torres del Paine y evaluar costos asociados y rendimientos operativos involucrados en el uso de protecciones. Para esto se midieron variables de sobrevivencia, crecimiento y ramoneo para 194 unidades experimentales en tres sectores del parque. Los hallazgos muestran que luego de cuatro años, existen diferencias significativas en la sobrevivencia y crecimiento, siendo superiores para plantas con protección. El ramoneo también fue menos frecuente en condiciones de protección. Sin embargo, la gestión de plantación y costos operativos relacionados a las protecciones mostraron un 51,6% de gasto adicional y un 14% de pérdida de protecciones, afectando estéticamente áreas naturales del parque. En consideración de lo anterior, concluimos que el uso de protecciones plásticas favorece un mejor desempeño en *N. pumilio*, sin embargo, recomendamos que, para una gestión sustentable en las acciones de restauración, especialmente dentro de las áreas silvestres, se consideren y contrapesen los aspectos financieros, operativos y ambientales asociados al uso de protecciones plásticas.

Palabras clave: lenga, protecciones plásticas, ramoneo, restauración ecológica.

ABSTRACT

Environmental changes caused by fires in forest ecosystems can hinder reforestation processes, since it is necessary to have a cover that provides lateral protection. One solution to this problem has been the incorporation of tree shelter; however, there is evidence both for and against their use. The objectives of this study are to compare the initial performance (in terms of survival, growth and browsing) in *Nothofagus pumilio* plantations with and without the use of tree shelters in Torres del Paine National Park and to evaluate associated costs and operational yields involved in the use of this protections. Survival,

growth and browsing variables were measured for 194 experimental units in three sectors of the park. The findings show that after four years, there are significant differences in survival and growth, being higher for plants with shelter. Browsing was also less likely under protected conditions. However, planting management and operational costs related to protections showed 51,6% additional costs and 14% loss of protections aesthetically affecting natural areas of the park. In consideration of the above, we conclude that the use of tree shelter favors a better performance in *N. pumilio*, however, we recommend that for a sustainable management of restoration actions, especially within wild areas, the financial, operational and environmental aspects associated with the use of tree shelter should be considered and counterbalanced.

Keywords: browsing, ecological restoration, *Nothofagus pumilio*, tree shelter.

INTRODUCCIÓN

La pérdida de cobertura vegetal producto de incendios forestales tiene implicancias en la alteración ambiental del ecosistema afectado, sobre todo a nivel de micrositio, lo que resulta limitante para el establecimiento de ciertas especies. En el caso de *Nothofagus pumilio* (Poepp. & Endl.) Krasser, la falta de cobertura puede llegar a crear condiciones de sitio que dificulten la regeneración natural post disturbio, más aún ante la ausencia de un banco de semillas y/o la falta de árboles semilleros que acrecientan esta baja capacidad para recolonizar zonas quemadas (Varela *et al.* 2006), retrasando el establecimiento en áreas abiertas (Bava & Rechene 2005; Henn *et al.* 2014). En este escenario, algunos estudios respaldan realizar acciones de regeneración asistida bajo protección de legados biológicos como troncos o vegetación remanente (Vidal & Bauk 2014; Valenzuela *et al.* 2015), o bien junto con la utilización de protecciones artificiales que podrían llegar a favorecer el establecimiento inicial (Tuley 1983; Potter 1991; Liović *et al.* 2013). Los métodos de protección artificial de plantas en el marco de reforestaciones forestales han sido estudiados y utilizados desde la década de los 80' (Tuley 1983; Potter 1991; Stange & Shea 1998; Hein & Spangenberg 2012; Liović *et al.* 2013). Las exclusiones de cercos o mallas de cierre perimetral a pesar de que siguen siendo utilizadas, sobre todo para la protección hacia herbívoros de mayor envergadura, desde hace algunos años han ido dando paso a protecciones individuales también llamadas tubos, tree shelters o simplemente shelters, principalmente debido a la versatilidad en la manipulación y transporte y en la mejora de las condiciones microclimáticas que el cerco no es capaz de proveer (Liović *et al.* 2013).

Estas protecciones corresponden a tubos plásticos que se colocan cubriendo las plántulas y sus objetivos principales son defender a las plantas en su etapa inicial de crecimiento de posibles daños por animales silvestres y generar condiciones

microambientales favorables (Tuley 1983; Potter 1991; Alexander *et al.* 2016; Oliet *et al.* 2019). Estos elementos teóricamente mejoran la sobrevivencia y el crecimiento al proporcionar un ambiente que reduce el estrés por humedad, canaliza el crecimiento hacia el tallo principal y permite un control eficiente de las malezas (Tuley 1983; Potter 1991; Hein & Spangenberg 2012). Existen muchas variaciones de protecciones plásticas en cuanto al color, tamaño y forma para un crecimiento óptimo de las plantas (Devine & Harrington 2008). Hoy en día, las protecciones plásticas están principalmente fabricadas de polipropileno estabilizado a la luz, en varias alturas de entre 60 a 180 cm y generalmente con ventilación (Oliet *et al.* 2019). Sin embargo, sus ventajas y desventajas de protección hacia el desempeño de las plantas han sido investigadas y en este contexto hay información en pro y contra sobre su uso (Potter 1991; Miralles 2001; Bergez & Dupraz 2009; Hein & Spangenberg 2012, Abe 2021; Graf *et al.* 2022).

En cuanto a los efectos positivos, varios autores han demostrado mejoras en el desarrollo en altura y la sobrevivencia de las plantas, disminución en la herbivoría de animales silvestres y recientemente, mejoras del equilibrio entre la transpiración y la capacidad de absorción de agua en zonas mediterráneas o semiáridas (Urretavizcaya & Defossé 2013; Ceacero *et al.* 2014; Barton *et al.* 2015; Valenzuela *et al.* 2016; Oliet *et al.* 2019; Liović *et al.* 2013; Abe 2021, Rojas-Arévalo *et al.* 2022). Por otro lado, estudios también han registrado efectos negativos, como bajos niveles de ventilación natural dentro de las protecciones, que aumenta la temperatura del aire interno durante el día, dejándolo saturado con vapor de agua y un nivel de CO₂ limitante que reduce incluso la tasa de fotosíntesis, alta labilidad por el desbalance tallo-raíz, entre otros (Bergez & Dupraz 2009; Graf *et al.* 2022). Un ejemplo de estos efectos negativos fue estudiado en el suroeste de Washington, en una plantación de *Thuja plicata* (Donn ex D. Don) y *Quercus garryana* (Dougl. ex Hook), con

cuatro tipos de protecciones de distinto tipo de ventilación, y donde se observó que las protecciones sin ventilación generaron crecimientos significativamente inferiores que las plantas sin protecciones, indicando además que en todas aquellas protecciones sin ventilación, la temperatura interior fue un 54% más alta que la temperatura exterior (Devine & Harrington 2008). En Chile, en plantas de *Quillaja saponaria* (Molina) se obtuvo que el crecimiento del cuello de las plantas fue significativamente inferior en protecciones sin ventilación y que una vez superada la altura de las protecciones, se iguala el desarrollo independiente del tipo de protección (con y sin ventilación), concluyendo que no hubo efectos significativos en el crecimiento para esta especie (Miralles 2001). Un reporte técnico desarrollado en Patagonia, cuantificó la pérdida de un 34% de las protecciones plásticas individuales instaladas en una plantación de *N. pumilio*, debido principalmente a la acción del viento, mala instalación en el proceso de plantación y degradación por efecto de la radiación solar, ocasionando generación de microplástico y afectación al paisaje asociado a la plantación (Salinas 2017). Otros estudios recientes orientados a evaluar las emisiones de dióxido de carbono en proyectos de reforestación, han logrado demostrar que una gran parte es directamente debido al uso de estos plásticos (Sanhueza *et al.* 2021; Chau *et al.* 2021).

Con el objetivo de reforestar parte de las áreas incendiadas del Parque Nacional Torres del Paine, la Corporación Nacional Forestal (CONAF) incorporó las protecciones plásticas en procesos de reforestación desde el año 2012, acumulando más de 450 mil protecciones instaladas hasta la fecha. Sin embargo, no se han desarrollado investigaciones concretas sobre las ventajas en el uso de estos elementos de protección y solo existen algunos reportes técnicos y otras publicaciones principalmente asociados a la sobrevivencia de *N. pumilio* (Vidal & Bauk 2014; Salinas *et al.* 2014; Salinas 2017). De este modo, en este estudio deseamos probar si el uso de protecciones en plantaciones de *N. pumilio* puede generar un mayor crecimiento y sobrevivencia, y una disminución del ramoneo, debido a la eficaz protección y provisión de mejores condiciones que entregan y si deben ser utilizados independiente de aspectos como los mayores costos financieros, afectación del paisaje y generación de microplástico y el aporte en una mayor emisión de dióxido de carbono. De esta forma, los objetivos planteados son: i) evaluar la sobrevivencia, crecimiento y herbivoría en plantas de *N. pumilio* con y sin protección establecidas luego del incendio del año 2011 en el PN Torres del Paine y ii) comparar el proceso de gestión de plantación analizando los aspectos financieros y pérdida o rotura de elementos plásticos bajo condiciones de protección y control.

Finalmente, este estudio pretende ser un apoyo en la

generación de procesos más sustentables para el programa de restauración del PN Torres del Paine.

MATERIALES Y MÉTODOS

ÁREA DE ESTUDIO

El área de estudio corresponde al Parque Nacional Torres del Paine (51° 08'S, 73° 04'W) en la Región de Magallanes y de la Antártica Chilena. En este lugar se seleccionaron tres sectores que fueron afectados por un incendio forestal en el año 2011, y en donde se realizó una reforestación en el año 2015. Los sectores de plantación corresponden a Grey, río Paine y Pehóé (Fig. 1).

Respecto a condiciones ambientales del área de estudio, las precipitaciones tienen una fuerte influencia del macizo montañoso y por ello hay variabilidad entre los sectores de estudio que van desde los 400 (río Paine y Pehóé) hasta 800 mm anuales (Grey). Esta precipitación se distribuye durante todo el año, con períodos relativamente más húmedos entre marzo y abril, y más secos entre diciembre y enero (Pisano 1974). Respecto del viento, los meses con más intensidad son los correspondientes a los de primavera y verano, registrándose el mayor número de días con vientos en este periodo (CONAF 2007). En cuanto a los tipos de suelo, la Soil Taxonomy (Soil Survey Staff 2014) clasifica el área de estudio como Entisoles a Mollisoles, lo que corresponde a suelos aluviales, húmedos de Gley, litológicos y podzólicos (Díaz-Vidal *et al.* 1959; Pisano 1974; CONAF 2007). Las zonas de plantación corresponden a principalmente suelos podzólicos de profundidad media a baja capaces de albergar vegetación arbórea en zonas de mejor profundidad y drenaje.

MATERIAL VEGETATIVO DE PLANTACIÓN

Las plántulas fueron colectadas a inicios del otoño de 2013 en etapa post cotiledón (aproximadamente entre cinco y ocho centímetros) y luego cultivadas en vivero forestal hasta agosto 2015. Su procedencia es el sector de Monte Alto a unos 100 km del parque. El tamaño de las plantas previo a la plantación fue variable entre los 20 y 40 cm de altura. No se registraron diámetros de cuello u otra medida en esta etapa. Es importante señalar esto, ya que el proceso de plantación fue totalmente aleatorio en la selección de plantas, y la variabilidad en el tamaño de ellas se distribuyó en todos los núcleos plantados de forma estocástica.

EJECUCIÓN PLANTACIÓN 2015

La plantación corresponde a una reforestación realizada en 11,2 ha ubicadas en tres sectores del parque. Se establecieron 33.800 plantas de *N. pumilio* basado en un diseño de grupo

(338 núcleos) plantados bajo la protección de legados biológicos tales como troncos en suelo, arbustos u otros elementos naturales remanentes post disturbio (Vidal & Bauk 2014; Corbin & Holl 2012). La distribución de los núcleos dentro de cada zona de plantación se realizó de manera aleatoria y con la selección del microsítio al momento de plantar. Para cada núcleo, el número de plantas fue constante en 100 individuos, separados entre sí con un espaciamiento aproximado de 30 cm. La plantación se ejecutó en la primavera de 2015. La densidad de plantación fue de 3.000 pl/ha equivalente a 30 núcleos/ha.

De los 338 núcleos totales, 150 de ellos (15.000 plantas) incorporaron protecciones plásticas, distribuidos en 40 núcleos en el sector Grey, 55 núcleos en río Paine y 55 núcleos en el sector Pehoé. La distribución y cantidad de núcleos con y sin protecciones se debió netamente a temas operativos relacionados a decisiones sobre la gestión de

plantación en la fecha de la faena. Las protecciones utilizadas fueron de polipropileno con filtro UV con pigmento de color verde de 50 cm de altura (<https://www.bioland.cl>) y fueron instalados al momento de plantar. Por otro lado, para obtener los datos relacionados a los rendimientos de la plantación, se analizaron los costos involucrados y la medición de aspectos operativos para las acciones de plantación y colocación de protecciones.

LEVANTAMIENTO DE INFORMACIÓN DE DESEMPEÑO INICIAL DE *N. PUMILIO*
 La evaluación en campo se ejecutó en el 2019, es decir, cuatro años posteriores a la plantación, a través de un muestreo aleatorio en consideración de las cantidades disponibles de núcleos por tratamiento para cada sector. De esta manera se obtuvieron 194 núcleos totales (97 núcleos sin protección o control y 97 núcleos con protección), equivalentes a 19.400 plantas, distribuidas en los tres sectores del área de estudio.

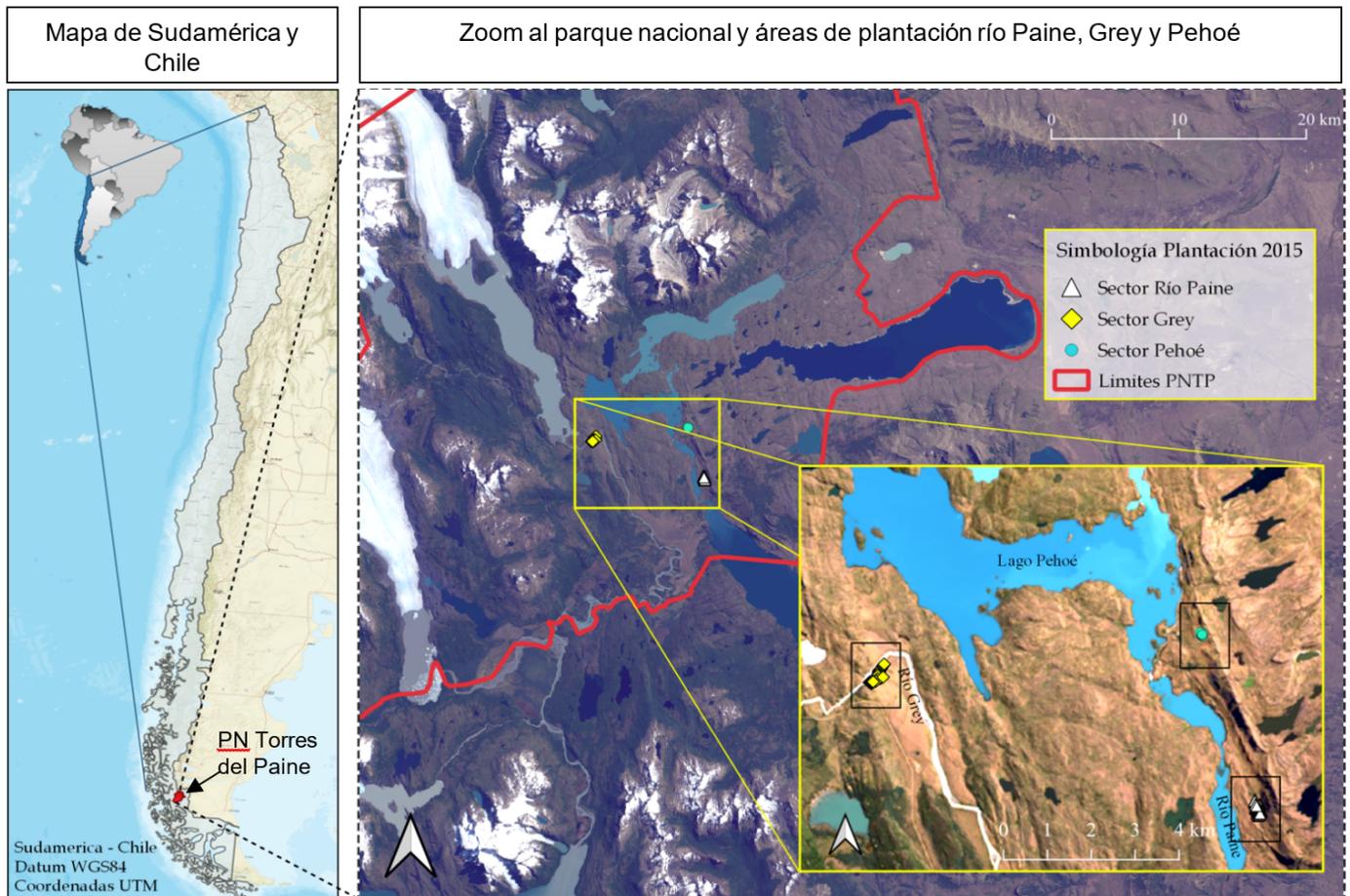


FIGURA 1. Ubicación de los sectores de plantación dentro del Parque Nacional Torres del Paine. / Location of plantation sectors within Torres del Paine National Park.

El tratamiento uso de protección y su control corresponde a la variable independiente, y como factor fijo los tres sectores de plantación. Las variables dependientes evaluadas para cada núcleo fue la sobrevivencia, altura de la planta más alta, –como indicador representativo del máximo potencial de crecimiento del sitio (Sturtevant & Seagle 2004; Martínez-Pastur *et al.* 1997)– y la altura promedio en cada núcleo. También se evaluó el ramoneo o herbivoría clasificada en presencia o ausencia de daño, lo cual se definió *a priori* bastando la observación una planta dañada por núcleo (Fig. 2). Cabe señalar que en las áreas de estudio el principal agente de herbivoría sobre plantas de *N. pumilio* es de parte de la liebre (*Lepus capensis*).

También en esta campaña se registró el número de protecciones faltantes o extraviadas por núcleo. Esto se realizó con el objetivo de determinar la cantidad que se pierde y queda dispersa en el área silvestre y como variable independiente utilizada para el análisis de probabilidad de ramoneo.

RETIRO DE PROTECCIONES PLÁSTICAS Y DISPOSICIÓN FINAL

Las protecciones plásticas están destinadas a cumplir una función por un periodo inicial de la plantación. El tiempo destinado a esta función depende del crecimiento de las plantas, presencia y permanencia de animales dañinos, factores ambientales y la calidad de las protecciones (Hein & Spangenberg 2012). Se estima que alrededor de cinco años sería un periodo adecuado de protección en bosques templados (Hein & Spangenberg 2012; Graf *et al.* 2022), sin embargo, para el área de estudio, en igual periodo, ya se han observado procesos de degradación importante (Salinas 2017). También ha resultado frecuente para este tipo de proyectos principalmente en Europa, aceptar la degradación en el propio lugar de plantación (Arnold & Alston 2012).

En función de esto y a que la plantación objeto de estudio a la fecha de la evaluación aún permanecía con las protecciones instaladas, y unido a la necesidad de obtener los costos financieros asociados a la actividad de extracción de protecciones desde las plantaciones hasta su disposición final, se consideraron los datos y cifras previamente obtenidas de otra plantación con protecciones en la misma zona de estudio que fue objeto del retiro total de estos elementos plásticos en el año 2017, donde se registraron las cantidades de protecciones presentes y ausentes por núcleo y se calcularon todos los gastos incurridos hasta su disposición final determinándose un valor aproximado de 300 \$/protección (Salinas 2017).

EVALUACIÓN Y ANÁLISIS ESTADÍSTICO

Debido a problemas de normalidad y homocedasticidad de los datos, para la evaluación del efecto de los tratamientos y sectores respecto de la sobrevivencia, altura media y altura máxima en *N. pumilio*, se utilizó la prueba estadística no paramétrica de Scheirer-Ray-Hare y comparaciones Post-Hoc con Mann-Whitney. En estos análisis se utilizó el software estadístico R versión 3.5.2 (R Development Core Team, 2020). Por las mismas razones de distribución de los datos, todos los gráficos de caja utilizados consideraron la mediana y el rango intercuartil (IQR) como medida de dispersión.

En el caso del ramoneo, se evaluó a través de una regresión logística binaria con función link “Logit” para evaluar la probabilidad de sufrir este daño de herbivoría. Este modelo se ajustó considerando las variables estandarizadas de altura media de plantas, sobrevivencia, número de protecciones perdidas y las variables categóricas o factores tratamiento de uso protección y sectores de plantación. Se consideró además en este caso un modelo de entrenamiento de un 70% de los datos para luego probarlos con el 30% de los datos restantes.



FIGURA 2. Plantación en núcleo en el Parque Nacional Torres del Paine. a) Tratamiento control. Foto tomada al momento de la plantación. b) Núcleo con tratamiento de protección. Imagen muestra el proceso de evaluación de sobrevivencia en agosto de 2019. / Plantation in Torres del Paine National Park. a) Control treatment. Photo taken at the time of planting. b) Nuclei with protection treatment. Image shows the survival assessment process in August 2019.

Para evaluar la sensibilidad y especificidad del modelo, se calculó la curva "Receiver Operating Characteristic" (curva ROC) y también se realizó un análisis de efectos principales para evaluar de manera individual cómo interactúa la probabilidad de ramoneo en cada una de las variables predictoras seleccionadas. Esto se realizó con el programa estadístico Minitab 20. En todos los análisis estadísticos se consideró un nivel de significancia de $\alpha=0,05$.

RESULTADOS

EFFECTO DE LAS PROTECCIONES EN LA SOBREVIVENCIA Y CRECIMIENTO EN ALTURA

Luego de cuatro años la mediana general de todos los núcleos para la sobrevivencia de *N. pumilio* es de 82% y rango intercuartil (IQR) de 18% (Fig. 3a), para el crecimiento máximo fue de 70 cm (IQR 34,25 cm) y para la altura media de 40 cm (IQR 24,25 cm) (Fig. 3b).

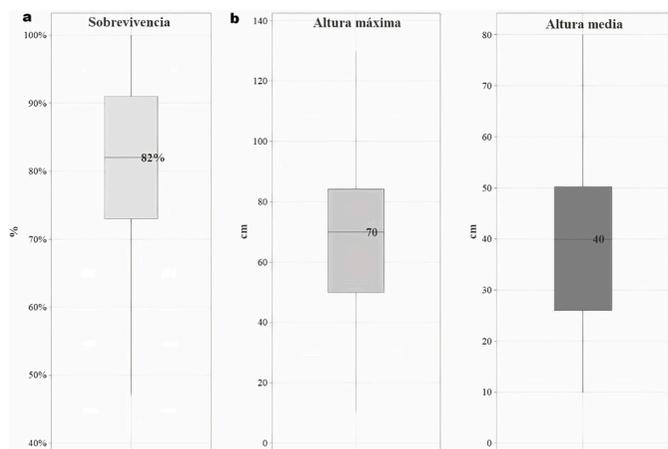


FIGURA 3. Resultados generales para la sobrevivencia (%) y crecimiento en altura (cm) de *N. pumilio*. Incluye todos los núcleos observados. / Overall results for survival (%) and height growth (cm) of *N. pumilio*. Includes all observations.

En cuanto a la sobrevivencia, tanto el tratamiento de protección aplicado ($p<0,05$), como el sector de plantación ($p<0,001$) y la interacción entre estas variables ($p<0,05$) tuvieron efectos significativos en la supervivencia. En el caso de los núcleos que fueron protegidos, la mitad de ellos estuvieron sobre el 89% (IQR 12,5%) de sobrevivencia, mientras que el control obtuvo un 76% (IQR 25%) (Fig. 4a). En el caso de los sectores de plantación, Pehoe y río Paine, lograron sobrevivencias con medianas de 88% y 83% respectivamente, ambas con un rango intercuartil de un 17% mostrando una buena homogeneidad en la dispersión de

los datos. La sobrevivencia para los núcleos en el sector de Grey registró una mediana de 76% (IQR 27,5%) (Fig. 4b). Para este último caso, la sobrevivencia en el sector río Paine fue significativamente mayor a la de Grey.

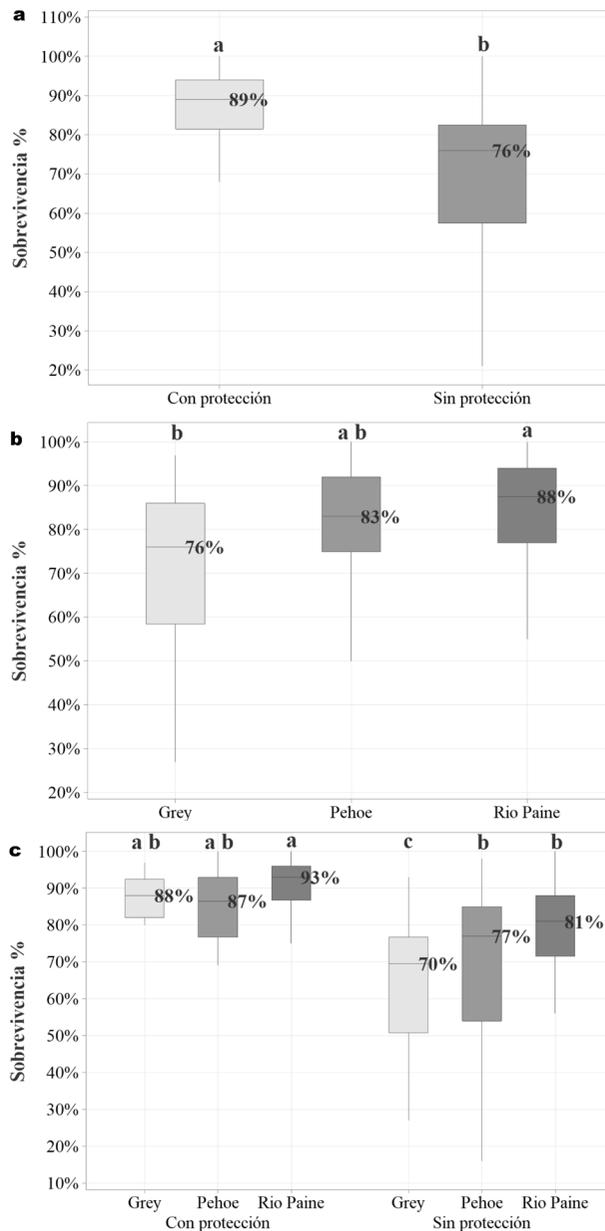


FIGURA 4. Gráfico de caja de comparaciones para sobrevivencia (%) de *N. pumilio*. a) tratamiento uso de protección. b) sobrevivencia (%) por sector de plantación. c) interacción variables tratamiento y sector. Letras diferentes sobre los niveles indican diferencias significativas entre ellos. / Boxplot of comparisons for survival (%) of *N. pumilio*. a) treatment use of protection. b) survival (%) by plantation sector. c) interaction between treatment and sector variables. Different letters above the levels indicate significant differences between them.

La interacción de ambas variables predictoras arrojó que todos los núcleos que usaron protecciones, independiente del sector de plantación, fueron estadísticamente similares entre ellos, ya que no se evidenciaron diferencias significativas (valores de sobrevivencia con mediana entre 88% y 93%), mientras que los núcleos sin protección tuvieron una mayor variabilidad, especialmente el sector Grey que fue significativamente inferior al resto de los niveles con una mediana de 70% (IQR 26%). Pehóe y río Paine bajo el tratamiento control, resultaron ser estadísticamente similares a los núcleos de Grey y Pehóe que usaron protecciones, con valores de medianas de 77% y 81% respectivamente (Fig. 4c).

Respecto de las variables altura media y altura máxima, el tratamiento de protección ($p < 0,001$) y sector de plantación ($p < 0,001$) tuvieron efectos significativos, no así la interacción entre estos factores que no fue significativa ($p > 0,05$). Las comparaciones posteriores arrojaron que las plantas con uso de protecciones tuvieron desarrollos en altura significativos

por sobre el tratamiento control. Los valores alcanzados arrojaron una mediana para la altura máxima de 82 cm (IQR 22,5 cm) para núcleos con protección y de 55 cm (IQR 29,5 cm) para el tratamiento control, es decir, una diferencia de 27 cm (Fig. 5a). Por su parte, la altura media por núcleo con uso de protección obtuvo una mediana de 50 cm (IQR 18,5 cm) mientras el control alcanzó 30 cm (IQR 20 cm) (Fig. 5c). Las comparaciones por zona de plantación revelaron que la altura media y máxima para todos los sectores no registró diferencias significativas entre sus niveles, solo mostrando la tendencia de menores desarrollos en el sector Grey (Figs. 5b, 5d).

DESEMPEÑO DE LAS PROTECCIONES EN LA DISMINUCIÓN DEL RAMONEO

El ramoneo en el contexto global de todas las unidades experimentales (194 núcleos), fue detectado en un 36% (69 núcleos), mientras que el 64% restante (125 núcleos), no presentó estos signos de herbivoría.

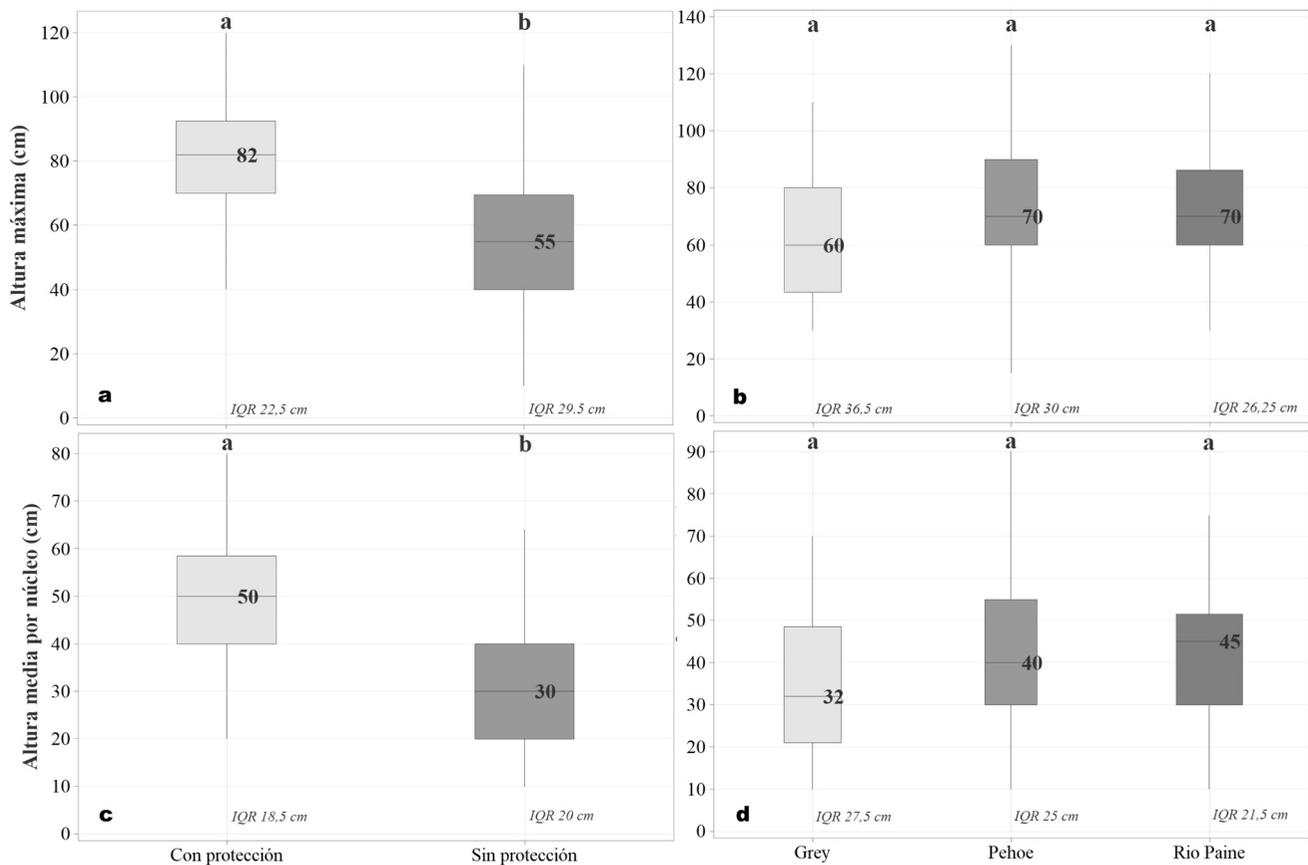


FIGURA 5. Gráfico de cajas de comparaciones para altura media y máxima (cm) de *N. pumilio*. a, c) Comparación por tratamiento de protección. b, d) Comparación por sector de plantación. Letras diferentes indican diferencias significativas entre niveles. / Boxplot of comparisons for mean and maximum height (cm) of *N. pumilio*. a, c) Comparison by protection treatment. b, d) Comparison by plantation sector. Different letters above the boxplots indicate significant differences between levels.

Al analizar los datos totales por sector (Tabla 1a), Grey muestra que de los 61 núcleos totales del sector el 77% (47 núcleos) presentaron evidencias de ramoneo. El sector Pehoé con 51 núcleos totales, evidenció solo un 6% (3 núcleos), mientras que el sector río Paine con un total de 82 núcleos, obtuvo un 23% (19 núcleos) de presencia de daño. Por otro lado, al analizar los datos totales por tratamiento y sector (Tabla 1b) se puede ver que del total de núcleos con protección en el sector Grey el 71% mostró evidencias de daño por liebre (15 de 21 núcleos). Para los sectores Pehoé y río Paine, para igual tratamiento, ambos sectores registraron solo un núcleo

con evidencias de herbivoría (2,6%). Todo el tratamiento con protección, independiente del sector, evidenció un 18% de ramoneo (17 de 97 núcleos).

Para el caso del tratamiento sin protección, de los 97 núcleos 52 de ellos mostraron signos de plantas con herbivoría (54%). Mismos núcleos sin protección desglosados por sector, indican que nuevamente el sector Grey presenta los valores más elevados de ramoneo, con un 80% del total de núcleos del sector, mientras que Pehoé presenta un 15% y río Paine un 41%.

TABLA 1. Detección de ramoneo en *N. pumilio*, según variables tratamiento de protección y sectores de plantación. N = número de núcleos. / Detection of browsing in *N. pumilio*, according to variables protection treatment and planting sectors. N = number of nuclei.

a) Totales por sector	Grey		Pehoé		Río Paine		Total	
	N	%	N	%	N	%	N	%
Núcleos totales	61		51		82		194	100%
Núcleos con ramoneo	47	77%	3	6%	19	23%	69	36%
Núcleos sin ramoneo	14	23%	48	94%	63	77%	125	64%
b) Totales por tratamiento								
Núcleos con protección	21		38		38		97	
Núcleos ramoneados con protección	15	71%	1	2,6%	1	2,6%	17	18%
Núcleos sin protección	40		13		44		97	
Núcleos ramoneados sin protección	32	80%	2	15%	18	41%	52	54%

Respecto del modelo de probabilidad de ramoneo (ausencia y presencia de daño) los resultados obtenidos indicaron que las variables tratamiento aplicado y sector de plantación tuvieron efectos significativos para el modelo ($p < 0,05$), quedando excluidas las variables relacionadas a la altura media, sobrevivencia y número de protecciones extraviadas por cada núcleo ($p > 0,05$). De este modo, la ecuación de regresión binaria para la estimación del ramoneo en el PN Torres del Paine obtenida permite estimar la probabilidad de ramoneo solo con los factores tratamiento de protección y sector.

$$P = \exp(Y') / (1 + \exp(Y')) \quad (\text{Ecuación 1})$$

$$Y' = 0,35 + 0 * G - 3,82 * PH - 2,39 * RP + 0 * NCP + 1,55 * NSP$$

Donde:

P: Probabilidad de ramoneo G: Núcleos sector Grey
 PH: Núcleos sector Pehoé RP: Núcleos sector río Paine
 NCP: Núcleos con protección NSP: Núcleos sin protección

Lo anterior se comprende mejor con la relación de probabilidades entre los predictores (Tabla 2), donde se infiere que no usar protecciones aumenta la probabilidad de ramoneo en casi cinco veces. En relación con los sectores, el modelo indica que los núcleos en las áreas de río Paine y Pehoé con relación al sector Grey, tienen baja probabilidad de sufrir ramoneo, mientras que los núcleos de río Paine tienen cuatro veces mayor probabilidad que los de Pehoé. En resumen, plantar en el sector Pehoé representa la menor probabilidad de daño por ramoneo y Grey la más elevada.

Respecto del análisis de sensibilidad y especificidad del modelo como proceso de validación, se puede ver que los resultados de detección de positivos verdaderos es alta (88,63%), es decir, que la ecuación de regresión binaria calcula la probabilidad de manera correcta, generando un modelo válido y que podría predecir adecuadamente el ramoneo dentro del área de estudio en el PN Torres del Paine (Fig. 6a). En este análisis, también se observa en la Fig. 6b, la probabilidad del modelo para cada factor y su comportamiento en la ocurrencia de ramoneo. Es así como plantas de *N. pumilio* plantadas en núcleos y con protecciones plásticas

tienen un 15% de probabilidad de sufrir daño por ramoneo, mientras que no usar protecciones aumenta la probabilidad a 45%. Los sectores de plantación presentan variación en la probabilidad de ramoneo, siendo la más elevada en Grey con un 75%, seguido mucho más abajo por la probabilidad del sector río Paine con cerca de un 20% y por último Pehoé, que muestra probabilidades de ramoneo cercanas al 8%.

tras cuatro años desde su instalación, la pérdida registrada fue de 1.358 unidades, lo que corresponde a un 14% del total de protecciones muestreadas. Al revisar estos resultados por sector, se observa que la mayor pérdida ocurrió en Pehoé con 873 unidades equivalentes al 23% de las protecciones de su sector y a un 64,2% del total de protecciones extraviadas. El área de río Paine presentó el menor número de pérdidas con un 3,7% o 140 protecciones del total instalado en el sector, mientras que Grey alcanzó 345 protecciones perdidas de las 2.100 instaladas (Tabla 3).

PÉRDIDA DE PROTECCIONES POR SECTOR

El conteo de protecciones extraviadas por núcleo arrojó que,

TABLA 2. Relaciones de probabilidades de ramoneo en plantaciones de *N. pumilio*. Nivel A corresponde al factor de comparación de la relación de probabilidad con el factor del nivel B el cual es el nivel de referencia. Si la relación de probabilidades es >1, indica el número de veces que el nivel A tiene mayor probabilidad de ramoneo que el nivel B. Si la relación es <1, entonces el nivel B tiene una mayor probabilidad de ramoneo. / Probability ratios of browsing in plantations of *N. pumilio*. Level A corresponds to the factor of comparison of the odds ratio with the factor of level B, which is the reference level. If the odds ratio is >1, it indicates the number of times that level A has a higher probability of browsing than level B. If the ratio is <1, then level B has a higher probability of browsing.

Nivel A	Nivel B	Relación de probabilidades	IC de 95%
Sin protección	Con protección	4,7114	(1,7071; 13,0027)
Pehoé	Grey	0,0219	(0,0042; 0,1154)
Río Paine	Grey	0,0911	(0,0328; 0,2533)
Río Paine	Pehoé	4,1552	(0,8484; 20,3516)

TABLA 3. Protecciones perdidas en total y por sector de plantación. / Tree shelters lost in total and per planting sector.

Núcleos con protección por sector	Grey	Pehoé	Río Paine	Total
Protecciones instaladas	2.100	3.800	3.800	9.700
Protecciones perdidas	345	873	140	1.358
%	16,4%	23,0%	3,7%	14,0%

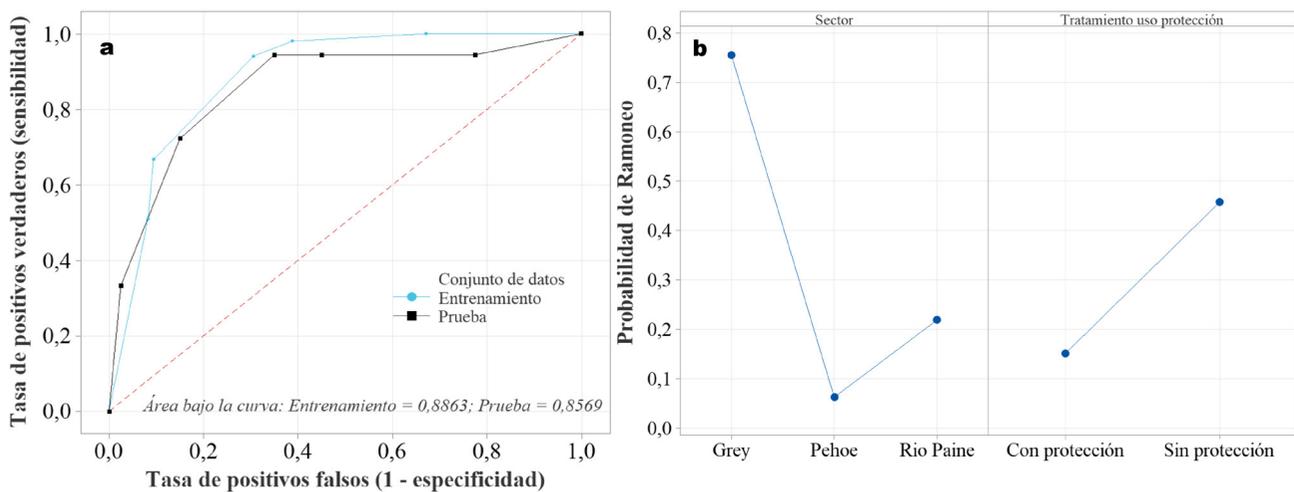


FIGURA 6. Modelo de probabilidad de ramoneo. a) Curva ROC para la sensibilidad y especificidad en el ramoneo de *N. pumilio*. b) Efectos principales de la probabilidad calculada de ramoneo para efectos tratamiento de protección y sector de plantación. / Probability model of browsing. a) ROC curve for sensitivity and specificity in *N. pumilio* browsing. b) Main effects of the calculated probability of browsing for protection treatment effects and planting sector.

GESTIÓN OPERATIVA DE PLANTACIÓN Y COSTOS INVOLUCRADOS EN EL USO DE PROTECCIONES PLÁSTICAS

En el caso de la gestión de plantación y los rendimientos operativos evaluados, el no uso de protecciones tuvo un promedio aproximado diario de 600 plantas/hombre/jornada, mientras al considerar protecciones, el avance diario aproximado disminuyó a solo 200 plantas/hombre/jornada (Tabla 4). Este rendimiento significa que para plantar 3.000 plantas equivalentes a 1 ha, usar protecciones individuales y

un equipo de dos personas requiere de 7,5 jornadas. Mismo equipo de personas, pero plantando sin protecciones requiere de solo 2,5 días.

En relación al costo que involucra la cadena asociada al uso de protecciones, este valor asciende a \$1.290 pesos/planta, lo que significa 51,6% del total del costo de plantación (\$2.500 pesos/planta). Lo que se traduce en un costo de \$7.500.000 pesos/ha (+107% adicional), en comparación con los \$3.630.000 pesos/ha sin protección (Tabla 4).

TABLA 4. Información de rendimiento y costos promedio de plantación 2015 en las áreas de estudio. Costos de retiro de protecciones obtenidas de Salinas (2017) y otras cifras de faenas de retiro de protecciones 2018 (datos no publicados). Valores en pesos chilenos con IVA. No se consideran los valores de producción de plantas para este ejercicio. / Yield information and average planting costs 2015 in the study areas. Removal costs of protections obtained from Salinas (2017) and other results of protection removal tasks 2018 (unpublished data). Values in Chilean pesos with VAT. Plant production values are not considered for this exercise.

	Plantación sin protecciones	Plantación con protecciones
Rendimiento (plantas/hombre/día)	600	200
Costo plantación (\$/planta) <i>Traslado planta, plantación, gastos operativos. No incluye costo planta.</i>	\$1.210	\$1.210
Costo instalación protección (\$/protección) <i>Adquisición protección, transporte lugar plantación, costo tutor e instalación protección.</i>	\$0	\$990
Costo retiro protección (\$/protección) <i>Extracción, traslado, separación y selección para reutilización, reciclaje y/o vertedero.</i>	\$0	\$300
Costo total (\$/planta)	\$1.210	\$2.500
Densidad de plantación (pl/ha)	3.000	3.000
Costo plantación (\$/ha)	\$3.630.000	\$7.500.000

DISCUSIÓN

EFFECTO DE LAS PROTECCIONES EN LA SOBREVIVENCIA Y CRECIMIENTO EN ALTURA DE *N. PUMILIO*

En primer lugar, podemos señalar que los resultados generales muestran que la sobrevivencia (82%) y crecimiento máximo en altura (70 cm) alcanzados en el periodo de cuatro años es positiva y permite inferir que la plantación es un aporte al proceso de restauración del ecosistema degradado (esto es núcleos con y sin protección) (Fig. 3).

En el análisis particular de la sobrevivencia en relación al tratamiento (Fig. 4a), además de las medianas registradas (89% con protección sobre 76% sin protección), también se observa una alta variabilidad especialmente en aquellos núcleos sin protección (entre un 20 y 100%), lo cual refuerza para este estudio que el uso de protecciones tendría un efecto positivo, significativo y más homogéneo en la sobrevivencia (rangos entre 70 y 100%). Sin embargo, a pesar de esta evidencia, de igual modo consideramos que un 76% de supervivencia

para la mitad de los núcleos bajo el tratamiento sin protección corresponden a una cantidad importante de individuos que podría llegar a sostener funcionalmente al núcleo y aportar con el objetivo de restauración, especialmente en el largo plazo y bajo la consideración de la pronta extracción de las protecciones, que iguala las condiciones ambientales de los tratamientos. Esta aseveración la respaldan algunos estudios realizados en áreas similares que dan cuenta que un adecuado uso de micrositos y de legados biológicos como elementos naturales para la ubicación y protección de plantaciones favorecen la sobrevivencia de plantas y su crecimiento sin usar protecciones artificiales (Henríquez & Lusk 2005; Vidal & Bauk 2014; Valenzuela *et al.* 2016; Huertas-Herrera *et al.* 2021).

Respecto del sector de plantación, también se observaron diferencias significativas entre los niveles. Bajo nuestro análisis, creemos que estos resultados no son capaces de aportar por sí solos hacia alguna decisión de priorización de plantación entre lugares per se, pero sí aportan al analizarlos de manera

conjunta con el uso de protecciones, donde las coincidencias de menor sobrevivencia en sector Grey, indicarían una situación particular (Tabla 1, Fig. 6b). Esta condición estaría dada por la combinación de una aparente mayor presencia de liebres en este sector y el ingreso de ganado doméstico que detectamos en la zona de plantación y donde descubrimos daños directos a las protecciones por parte de ellos (núcleos con fecas, pelos y tutores quebrados), generando además del daño directo a las plantas, una aparente facilitación en el acceso a ella por parte de la liebre. Cabe señalar que no se observaron rastros de ganado vacuno en los otros sectores de estudio. En este contexto, se podría inferir que para las zonas a reforestar dentro del parque que poseen ingreso furtivo de ganado las protecciones plásticas podrían llegar a tener un menor desempeño de protección. Para este tipo de escenarios, Farley *et al.* (1995) indican que adicional al uso de protecciones plásticas resulta adecuado el uso de cercos tradicionales. Por el contrario, creemos que las principales acciones en este ámbito deben ir orientadas a eliminar esta perturbación y no permitir el ingreso de animales domésticos al parque nacional.

En cuanto al crecimiento en altura de *N. pumilio*, evaluado a través de la altura media y altura máxima por núcleo, el tratamiento de uso de protección generó diferencias significativas, no así para el factor sectores de plantación, que no obtuvo diferencias entre sus niveles. En detalle, nuestros hallazgos muestran que el crecimiento máximo promedio con protección fue de 82 cm y de 55 cm para el tratamiento control. Esto es 27 cm de mayor crecimiento en promedio para *N. pumilio*. Esto nos sugiere, que el uso de protecciones para un periodo de cuatro años pudo fomentar el desarrollo en altura. Sin embargo, y como se comentó anteriormente, la acción de retiro de protecciones que debería ejecutarse en un horizonte de corto plazo producirá condiciones ambientales similares, igualando probablemente las tasas de crecimiento, con lo cual, el incremento ganado en altura podría no ser una característica realmente significativa en el largo plazo. Esto lo reafirman varios estudios donde se ha detectado que los árboles testigos o control, luego de un periodo mayor de tiempo, alcanzan o igualan las alturas que ganaron las plantas protegidas en sus primeros años (Potter 1991; Lantagne 1995; Miralles 2001). También se ha demostrado en experiencias similares en Europa, que este crecimiento excesivo bajo uso de protección, luego de la extracción o retiro de los shelter, expone plantas desbalanceadas con tallos poco lignificados y muy altos en relación al diámetro de cuello, provocando poca estabilidad y posibles deformaciones futuras (Bergez & Dupraz 2009). Por otro lado, varios estudios realizados para *N. pumilio*, señalan que, a partir de los 20 años de edad, esta especie alcanzaría su mayor tasa de crecimiento y por

lo tanto, creemos que este potencial de desarrollo futuro en altura podría relativizar las actuales desigualdades generadas por el uso de protecciones (Martínez-Pastur *et al.* 1997; Ugalde 2006; Martínez-Pastur *et al.* 2017). De este modo, consideramos es fundamental realizar el seguimiento de este experimento en los próximos años, lo que nos permitirá confirmar algunas de las hipótesis emergentes de este estudio.

EFFECTO DE LAS PROTECCIONES PLÁSTICAS PARA EVITAR O DISMINUIR DAÑO POR RAMONEO

En cuanto al ramoneo o herbivoría, nuestros hallazgos indican que este proceso fue detectado en poco más de un tercio de los núcleos plantados independiente del tratamiento y sectores del área de estudio. Esta situación, por sí sola y considerando los cuatro años de tiempo transcurrido desde la plantación, dan cuenta de un proceso de depredación de relevancia intermedia sobre las plantaciones. Si miramos estos mismos resultados por tratamiento de protección y control (Tabla 1), vemos que el ramoneo detectado en núcleos con protección fue de 17 de los 97 muestreados (18%), siendo una incidencia del evento que consideramos en general baja. De estos núcleos, 15 de ellos fueron detectados en el sector Grey (88%). En el caso de los núcleos sin protecciones plásticas, de los 97 muestreados 52 de ellos presentaron ramoneo (54%). Estas cifras divididas por sector muestran que para el área de Pehóe la cantidad de ramoneo en núcleos sin protección fue de un 15% (2 núcleos), de un 41% (18 núcleos) en el caso de río Paine y de un 80% en el de Grey (32 núcleos). De lo anterior y especialmente de lo observado en el sector Grey que muestra un grado importante de eventos de ramoneo independiente del tratamiento de protección, creemos es posible y necesario generar nuevas hipótesis respecto de posibles variaciones en la densidad y distribución de la población de liebre dentro del parque o bien de la existencia de otras causas subyacentes que desconocemos, pero que generan variaciones en este tipo de predación. Junto con lo anterior, también consideramos relevante para próximos estudios, profundizar en la evaluación de la magnitud del daño como una variable más adecuada para dimensionar el real efecto del ramoneo. Una alternativa utilizada en otros estudios similares es el índice BRI (Browse Rating Index) propuesto por Veblen *et al.* (1989) el cual fue puesto en práctica en plantaciones de *N. pumilio* por Huertas-Herrera *et al.* (2022), quienes encontraron porcentajes de daño por herbivoría similares a los nuestros (58% de plantas sin presencia de daño, en nuestro estudio fue de 64%) y daños que generaron principalmente deformación en los individuos, pero no fueron la causa de mortalidad. Esto, a pesar de no ser una variable medida en nuestro estudio, coincide con las observaciones y experiencia de campo donde hemos visto que

la probable causa de muerte de plantas sea la combinación de otros factores abióticos, principalmente desecación por viento y temperatura. De todos modos, se reconoce que existe la necesidad de profundizar en nuestros hallazgos y avanzar hacia una mejor caracterización del ramoneo que ocurre en esta área silvestre. Estos mismos autores, también observaron una relación con la estacionalidad de la plantación que favorecería aquellas realizadas en primavera con menor tasa de daño, siendo este un aspecto importante a considerar de igual modo en futuras investigaciones en nuestra área de estudio.

Respecto del análisis de regresión para la probabilidad de herbivoría, las evidencias del modelo indican que plantas de *N. pumilio* sin protecciones tienen cinco veces más posibilidades de presentar daño que plantas con protección. Esto muestra la efectividad de la protección en la disminución de depredación por liebre. Para las diferentes áreas de plantación, el modelo indicó que las plantas del sector Grey tienen mayores probabilidades de ocurrencia que los otros sectores con un 70% por sobre un 20% y 8% para los sectores río Paine y Pehóe respectivamente (Tabla 2, Fig. 6b).

Finalmente, y a la vista de los resultados, consideramos que las protecciones son adecuadas para evitar el daño por ramoneo y podrían llegar a ser imprescindibles en áreas donde la probabilidad de daño sea relevante. Sin embargo, consideramos que para el área de estudio los resultados obtenidos sugieren la existencia de posibles variaciones en la población de liebre que si bien desconocemos responden a patrones territoriales, estacionales o de interacción con otras especies carnívoras; profundizar en resolver estas interrogantes, servirá de apoyo para decisiones sobre el uso de protecciones en próximas plantaciones.

GESTIÓN OPERATIVA DE PLANTACIÓN Y COSTOS INVOLUCRADOS EN EL USO DE PROTECCIONES PLÁSTICAS

Respecto de los rendimientos operativos de la plantación, claramente el uso de protecciones requiere de más acciones y una operativa de terreno que amplía el número de jornadas de trabajo. Basado en los datos obtenidos, se estima que plantaciones con protecciones necesitan aproximadamente un 200% más de jornadas de trabajo para igual número de plantas y superficie, que operaciones de plantación sin protecciones, lo cual genera lógicamente costos operativos mayores.

En relación con el costo asociado a estos plásticos, el valor final es de \$1.290 pesos por unidad, llevándose actualmente un 51,6% de los costos de la plantación, valor que consideramos alto y que coincide con los registros y resultados obtenidos por Graf *et al.* (2022) quienes luego de analizar toda la cadena de costos asociados al

uso de protecciones plásticas en una plantación de roble en Alemania encontraron que casi el 50% de los costos es debido a estos protectores. Estos resultados, desde la mirada de la inversión financiera, invitan a pensar en priorizar y redistribuir estos recursos apostando a mejorar la calidad de las plantas y aumentar la tasa de superficie de recuperación de las zonas degradadas, haciendo más eficiente las acciones de restauración.

Por otro lado, y en el contexto de la pérdida y dispersión de plástico debido principalmente al efecto del viento, pudimos registrar para la zona de estudio un 14% de pérdida, equivalente a 2.100 unidades. Además, observamos *in situ* y aún funcionales (sin contabilizar), una alta cantidad de protecciones en proceso de degradación (Fig. 7a). Este porcentaje de pérdida general resultó ser menor que los observados en otros procesos de retiro de protecciones realizados también en el parque nacional Torres del Paine en los años 2017 (Salinas 2017) con un 34,5% y 2018 (datos no publicados) con un 25%. Cabe señalar que en estos retiros el tiempo de uso de las protecciones fue de 5 años para la faena 2017 y de 3 años para el retiro realizado en el 2018.

Consideramos que estos plásticos al dispersarse enteros o en tamaño grande tienen un alto potencial de afectar estéticamente zonas naturales del parque nacional como humedales, chorrillos, lagunas interiores y el propio entorno de la plantación (Fig. 7). En términos de toxicidad el material de fabricación de las protecciones usadas (polipropileno) ha destacado por ser inocuo y seguro, especialmente para las personas (Hwang *et al.* 2019), sin embargo, se ha registrado para este tipo de plásticos emisiones de gases tóxicos frente a muy altas temperaturas, y una alta sensibilidad a los rayos UV y a la oxidación, lo cual aumenta la tasa de degradación (Gilman *et al.* 2000). Tampoco hay claridad de posibles efectos si partículas pequeñas llegan a ser consumidas por animales, a pesar de que se ha documentado que la degradación de este material solo produce agua y dióxido de carbono (Rabek 1996). Actualmente algunos proyectos que utilizan estas protecciones, principalmente en Europa, están escogiendo y asumiendo la degradación *in situ* debido al alto valor que tiene la extracción o recolección de estos elementos y a las dificultades asociadas para otro uso de reutilización o reciclaje (Arnold & Alston 2012).

Otro punto relevante en el contexto del uso de protecciones tiene relación con la huella ecológica, economía circular y sustentabilidad que hoy en día exigen los procesos de restauración ecológica. Un reciente estudio realizado en Reino Unido logró determinar que establecer plantaciones sin uso de protecciones plásticas resultó ser la opción más adecuada y rentable en el largo plazo tras la valoración de varios escenarios de emisiones de carbono y evaluaciones de

ciclos de vida (Life Cycle Assessment, LCA) asociados al uso de varios tipos de protecciones. En cuanto a la disposición final, este mismo estudio concluyó que el peor escenario, bajo el enfoque de sustentabilidad y emisiones, es la opción de no retirar protecciones (para reutilización o reciclaje) y dejarlas degradándose en el mismo lugar de plantación (Chau *et al.* 2021). Un reporte técnico también recientemente realizado en Torres del Paine realizado por Sanhueza *et al.* (2021), examinó toda la cadena de procesos y acciones que conlleva

el uso de protecciones en plantaciones en esta área protegida (fabricación, traslados, instalación y retiro de las protecciones hasta el punto de disposición final). Los resultados obtenidos muestran que el uso de protecciones representó el 62,9% del total de las emisiones relacionadas a la plantación, y que debido a esto, el balance neto cero, es decir, el punto donde se inicia la remoción efectiva de todas las emisiones de dióxido de carbono debido a la plantación, se lograría en 28 años, ya que *N. pumilio* posee un crecimiento lento.



FIGURA 7. Efectos del uso de protecciones plásticas en el PN Torres del Paine. a) Protección en estado avanzado de degradación. b) Núcleo en sector del área de estudio con pérdida de protecciones. c) Protecciones dispersas en chorrillo cercano a zona de plantación. d) individuo de *N. pumilio* deformado al crecer con el ápice doblado dentro de la protección. / Effects of the use of treeshelter in Torres del Paine NP. a) Treeshelter in advanced state of degradation. b) Nuclei in sector of the study area with loss of protections. c) Scattered treeshelter in a stream near the plantation area. d) Individual *N. pumilio* deformed by growing with bent apex inside the treeshelter.



FIGURA 8. Uso de protecciones plásticas en el PN Torres del Paine. a) Núcleo plantado en el 2017 en sector de Laguna Azul con 100 individuos y protecciones, en evaluación sobrevivencia. b) Individuo de *N. pumilio* que muestra desarrollo en altura en cinco años. c) Protecciones colectadas en proceso de retiro con posibilidad de reutilización. d) Núcleo de establecido el 2016 en el sector de Laguna Verde. e) Preparación de protecciones posterior a la plantación. / Use of treeshelter in Torres del Paine NP. a) Nuclei planted in 2017 in Laguna Azul sector with 100 individuals and treeshelters, in survival evaluation. b) Individual of *N. pumilio* showing height development in five years. c) Treeshelter collected in process of removal with possibility of reuse. d) Nuclei established in 2016 in the Laguna Verde sector. e) Preparation of treeshelter after planting.

En este contexto, creemos importante incorporar enfoques más sustentables, como el de soluciones basadas en la naturaleza (SbN), donde se integren a las reforestaciones tradicionales, estrategias y objetivos de mitigación del cambio climático, secuestro de carbono atmosférico y obtención de co-beneficios asociados a la mejora o recuperación de los servicios ecosistémicos producto de la restauración; y por ello nos resulta adecuado y necesario reflexionar sobre el uso de protecciones plásticas dentro de este contexto específico.

En Chile, muchas de las plantaciones realizadas dentro del marco de restauración de zonas degradadas están utilizando estas protecciones de forma masiva sin evaluar debidamente sus beneficios y posibles perjuicios. En Torres del Paine se han empleado muchas protecciones (cerca de 450 mil) y solo

se ha podido retirar aproximadamente un tercio, quedando actualmente una gran cantidad aún instaladas y donde la mayor parte requiere su rebusca, pues ya cumplieron su periodo funcional y la degradación avanzada dificulta la recolección con material que permita la reutilización o el reciclaje.

CONCLUSIONES

El uso de protecciones plásticas en el caso de *N. pumilio* generó un mejor desempeño general tanto en la sobrevivencia como en el crecimiento en altura, siendo significativamente mejores que plantas no protegidas y por ello, creemos que su uso es

una alternativa adecuada y quizás imprescindible sobre todo en sitios abiertos, con falta o escasos de legados biológicos y/o condiciones de micrositio inadecuadas.

En relación con el ramoneo observado en el periodo de cuatro años, concluimos que la herbivoría por parte de las liebres se ve reducida de manera importante en plantas protegidas, con un grado de variabilidad entre los sectores analizados, lo que podría indicar eventuales contrastes en la concentración y distribución de las poblaciones de liebres en el territorio estudiado, o bien otros factores como el ingreso furtivo de ganado doméstico que daña de forma directa los tubos plásticos y podría estar promoviendo acceso a las plantas que se desean proteger. También consideramos importante la necesidad de avanzar en la obtención de datos respecto de la magnitud del daño y relación con la causalidad de muerte de plantas.

Asimismo, concluimos que es necesario y muy importante considerar en las futuras decisiones de restauración, las variables operativas, económicas y ambientales que se producen como consecuencia de usar estos elementos plásticos de protección. El elevado costo involucrado, el perjuicio ambiental principalmente estético, el no retiro a tiempo que disminuye la oportunidad de otros usos y la alta huella ecológica, interactúan afectando el impacto final positivo que se espera de los procesos de restauración, sobre todo en el contexto de mitigación del cambio climático y sustentabilidad.

De este modo, y sobre la base de las evidencias observadas, sugerimos usar protecciones, pero de manera muy prudente y justificada, considerando evaluar la mayor parte de los aspectos ecológicos, ambientales, operativos y financieros relacionados en la decisión de uso. Esto evidentemente involucra seguir respondiendo interrogantes y adquiriendo experiencias prácticas.

Finalmente, creemos que los proyectos de restauración, sobre todo dentro de las áreas silvestres protegidas, deben considerar métodos que provoquen el menor impacto posible y donde incluso sacrificar posibles mejores resultados en el desempeño de las plantas en virtud de un proceso más integral y no solo enfocado a la plantación, debe ser parte de las decisiones técnicas en las reforestaciones futuras.

AGRADECIMIENTOS

Los autores agradecen a la Corporación Nacional Forestal, en especial al equipo de profesionales del Departamento de Bosques y Cambio Climático de la oficina regional y provincial, así como al personal administrativo y guardaparques del PN Torres del Paine. Agradecemos también, al Centro

Internacional Cabo de Hornos (CHIC, ANID/BASALFB210018).

REFERENCIAS

- Abe, T. 2021. Effects of treeshelter on seedling performance: a meta-analysis. *Journal of Forest Research* 27: 1-11. <https://doi.org/10.1080/13416979.2021.1992700>.
- Alexander H., Moczygemba J., Dick K. 2016. Growth and survival of thornscrub forest seedlings in response to restoration strategies aimed at alleviating abiotic and biotic stressors. *Journal of Arid Environments* 124: 180-188. <https://doi.org/10.1016/j.jaridenv.2015.06.014>
- Arnold, J.C., Alston, S.M. 2012. Life cycle assessment of the production and use of polypropylene tree shelters. *Journal of Environmental Management* 94: 1-12. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2011.09.005>.
- Barton, C., Miller, J., Sena, K., Angel, P., French, M. 2015. Evaluating the use of tree shelters for direct seeding of *Castanea* on a surface mine in Appalachia. *Forestry and Natural Resources Faculty Publications*. <https://doi.org/10.3390/f6103514>
- Bava, J., Rechene, C. 2005. Dinámica de la regeneración de lenga (*Nothofagus pumilio* (Poepp. et Endl.) Krasser) como base para la aplicación de sistemas silvícolas. In: Arturi, M.F., Frangi, J.L., Goya, J.F. (Eds.) *Ecología y manejo de bosques de Argentina*: 1-48. Editorial de la Universidad Nacional de La Plata, La Plata, Argentina.
- Bergez, J., Dupraz, C. 2009. Radiation and thermal microclimate in tree shelter. *Agricultural and Forest Meteorology* 149: 179-186. <https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2008.08.003>
- Ceacero, C., Navarro-Cerrillo, R., Diaz-Hernández, J., Del Campo, A. 2014. Is tree shelter protection an effective complement to weed competition management in improving the morphophysiological response of holm oak planted seedlings? *IForest - Biogeosciences and Forestry* 7: 289-299. <https://doi.org/10.3832/ifer1126-007>
- Chau, C., Paulillo, A., Lu, N., Miodownik, M., Lettieri, P. 2021. The environmental performance of protecting seedlings with plastic tree shelters for afforestation in temperate oceanic regions: a UK case study. *Science of The Total Environment* 791: 148239 <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.148239>
- CONAF. 2007. Plan de manejo Parque Nacional Torres del Paine. Corporación Nacional Forestal. Ministerio de Agricultura, Chile. 284 pp.
- Corbin, J., Holl, K. 2012. Applied nucleation as a forest restoration strategy. *Forest Ecology and Management* 265: 37-46. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2011.10.013>
- Devine, W., Harrington, C. 2008. Influence of four tree shelter

- types on microclimate and seedling performance of Oregon white oak and western redcedar. Oregon, USA. <https://doi.org/10.2737/PNW-RP-576>
- Díaz-Vidal, C., Avilés-Sommers, C., Roberts, R.C. 1959. Los grandes grupos de suelo de la Provincia de Magallanes. *Agricultura Técnica (Chile)* 19-20: 228-302.
- Farley, M.E., Perry, P.S., Woyar, P.R. 1995. Valley coal tree shelter field trial. pp 60-63. In: Brissette, J.C. (Ed.) *Proceedings of the Tree Shelter Conference*. June 20-22. USDA Forest service, Harrisburg, PA.
- Gilman, J.W., Jackson, C.L., Morgan, A.B., Harris, R., Manias, E., Giannelis, E.P., Phillips, S.H. 2000. Flammability properties of polymer-layered-silicate nanocomposites. Polypropylene and polystyrene nanocomposites. *Chemistry of Materials* 12: 1866-1873.
- Graf, Y., Hein, S., Schnabl, A.S. 2022. A review of challenges and future pathways for decision making with treeshelters - a German and European perspective. *Journal of Forest Research* 27(3): 191-199. <https://doi.org/10.1080/13416979.2022.2029281>
- Hein, S., Spangenberg, G. 2012. Wuchshüllen: ziele, funktionen, entwicklungen. *Allgemeine Forstzeitschrift Der Wald* 16: 20-21.
- Henn, J., Anderson, C., Kreps, G., Lencinas, V., Soler, R., Martínez-Pastur, G. 2014. Determining abiotic and biotic factors that limit transplanted *Nothofagus pumilio* seedlings success in abandoned Beaver Meadows in Tierra del Fuego. *Ecological Restoration* 32(4): 369-378. <https://doi.org/10.3368/er.32.4.369>
- Henríquez, J.M., Lusk, C.H. 2005. Facilitation of *Nothofagus antarctica* (Fagaceae) seedlings by the prostrate shrub *Empetrum rubrum* (Empetraceae) on glacial moraines in Patagonia. *Austral Ecology* 30: 877-882. <https://doi.org/10.1111/j.1442-9993.2005.01531.x>
- Huertas-Herrera, A., Promis, A., Río, M., Toro-Manríquez, M., Lencinas, M., Martínez-Pastur, G. 2021. Propuesta teórica de rehabilitación de bosques de *Nothofagus pumilio* degradados por incendios basada en plantaciones en núcleo con *Embothrium coccineum*. *Bosque* 42(3): 285-293. <http://dx.doi.org/10.4067/S0717-92002021000300285>
- Huertas-Herrera, A., Promis, A., Toro-Manríquez, M., Lencinas, M., Martínez, G., Río, M. 2022. Rehabilitation of *Nothofagus pumilio* forests in Chilean Patagonia: can fencing and planting season effectively protect against exotic European hare browsing? *New Forests* 53: 469-485. <https://doi.org/10.1007/s11056-021-09867-w>
- Hwang, J., Choi, D., Han, S., Choi, J., Hong, J. 2019. An assessment of the toxicity of polypropylene microplastics in human derived cells. *Science of The Total Environment* 684: 657-669. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.05.071>
- Lantagne, D.O. 1995. Effects of treeshelters on planted red oaks after six growing seasons. 10th Central Hardwood Forest Conference. pp 515-521. In: Gottschalk, K.W., Fosbroke, Sandra, L.C. (Ed.) *Proceedings, 10th Central Hardwood Forest Conference, 1995 March 5-8, Morgantown, WV*. U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Northeastern Forest Experiment Station. Radnor, PA.
- Liović, B., Tomašić, Ž., Stankić, I. 2013. Ecological and Economic advantages of using polypropylene tree shelters in lowland oak forests. *South-east European Forestry* 4: 115-125. <https://doi.org/10.15177/seefor.13-12>
- Martínez-Pastur, G., Peri, R., Vukasovic, R., Vaccaro, S., Piriz-Carrillo. 1997. Site index equation for *Nothofagus pumilio* Patagonian forest. *Phyton* 61(1-2): 55-60.
- Martínez-Pastur, G., Cellini, J., Barrera, M., Lencinas, M., Soler, R., Peri, P. 2017. Influencia de factores bióticos y abióticos en el crecimiento de la regeneración pre- y post-cosecha en un bosque de *Nothofagus pumilio*. *Bosque* 38(2): 247-257. <http://dx.doi.org/10.4067/S0717-92002017000200003>
- Miralles, B. 2001. Evaluación de dos tipos de tubos protectores en el establecimiento de *Quillaja saponaria* Mol. en el secano de la sexta región. Proyecto de Título. Facultad de Agronomía e Ingeniería Forestal, Pontificia Universidad Católica de Chile. Santiago, Chile.
- Oliet, J.A., Blasco, R., Valenzuela, P., de Blas, M., Puértolas, J. 2019. Should we use meshes or solid tube shelters when planting in Mediterranean semiarid environments? *New Forests* 50: 267-282. <https://doi.org/10.1007/s11056-018-9659-z>
- Pisano, E. 1974. Estudio ecológico de la región continental sur de área andino patagónica. II. Contribución a la fitogeografía de la zona del Parque Nacional "Torres del Paine". *Anales Instituto de la Patagonia* 1-2: 59-104.
- Potter, M.J. 1991. *Treeshelters*. Forestry Commission. HMSO, UK.
- Rabek, J.F., 1996. *Photodegradation of Polymers*. Springer, Berlin.
- R Core Team. 2020. *A language and environment for statistical computing*. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria.
- Rojas-Arévalo, N., Ovalle, J.F., Oliet, J.A., Piper, F., Valenzuela, P., Ginocchio, R., Arellano, E. 2022. Solid shelter tubes alleviate summer stresses during outplanting in drought-tolerant species of Mediterranean forests. *New Forests* 53: 555-569. <https://doi.org/10.1007/s11056-021-09872-z>
- Salinas, P. 2017. Retiro de tree shelters y sobrevivencia de *Nothofagus pumilio* en plantación realizada el año 2013 en áreas afectadas por incendio forestal en el Parque Nacional Torres del Paine. Informe Ejecutivo. CONAF. Puerto Natales, Chile. <https://doi.org/10.13140/RG.2.2.22081.84326>

- Salinas, P., Ruiz, C., Arcos, M., Lagos, V. 2014. Una década de reforestación en el Parque Nacional Torres del Paine: catalizando la restauración ecológica de un ecosistema resiliente. *Biodiversidad* 2: 93-101. <https://doi.org/10.13140/RG.2.2.22877.74720>
- Sanhueza, P., Salinas, P., Herrera, A. 2021. Cuantificación de las remociones netas de CO₂ de un proyecto de restauración ecológica de bosques de lenga por un incendio forestal en el sector Laguna Azul. Parque Nacional Torres del Paine. Informe técnico. <https://doi.org/10.13140/RG.2.2.24601.70240>
- Soil Survey Staff. 2014. Keys to soil taxonomy. 12th ed. USDA-Natural Resources Conservation Service. Washington, DC.
- Stange, E., Shea, K. 1998. Effects of deer browsing, fabric mats, and tree shelters on *Quercus rubra* Seedlings. *Restoration Ecology* 6: 29-34. <https://doi.org/10.1046/j.1526-100x.1998.00614.x>
- Sturtevant, B., Seagle, S.W. 2004. Comparing estimates of forest site quality in old second-growth oak forests. *Forest Ecology and Management* 191: 311-328. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2003.12.009>
- Tuley, G. 1983. Shelters improve the growth of young trees in forest. *Quarterly Journal of Forests* 77: 77-87.
- Ugalde, G. 2006. Crecimiento en altura de renovales de lenga (*Nothofagus pumilio* (Poepp. et Endl.) Krasse) en Monte Alto (XII región) en función de la calidad del sitio. Memoria de Título. Facultad de Ciencias Forestales, Universidad de Chile. Santiago, Chile. <https://repositorio.uchile.cl/handle/2250/105110>
- Urretavizcaya, M., Defossé, G. 2013. Effects of nurse shrubs and tree shelters on the survival and growth of two *Austrocedrus chilensis* seedling types in a forest restoration trial in semiarid Patagonia, Argentina. *Annals of Forest Science* 70: 21-30. <https://doi.org/10.1007/s13595-012-0234-z>
- Valenzuela, P., Arellano, E., Burger, J., Fernandez, I., Zegers, G. 2015. Bases para el desarrollo de un modelo de rehabilitación forestal en minería utilizando *Nothofagus pumilio* (Poepp. et Endl.) Krasse. *Anales del Instituto de la Patagonia* 43: 97-107. <http://dx.doi.org/10.4067/S0718-686X2015000100007>
- Valenzuela, P., Arellano, E., Burger, J., Becerra, P. 2016. Using facilitation microsites as a restoration tool for conversion of degraded grasslands to *Nothofagus* forests in Southern Patagonia. *Ecological Engineering* 95: 580-587. Elsevier, B.V. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2016.06.116>
- Varela, S.A., Gobbi, M.E., Laos, F. 2006. Banco de semillas de un bosque quemado de *Nothofagus pumilio*: efecto de la aplicación de compost de biosólidos. *Ecología Austral* 16: 63-78.
- Veblen, T.T., Mermoz, M., Martin, C., Ramilo, E. 1989. Effects of exotic deer on forest regeneration and composition in Northern Patagonia. *Journal of Applied Ecology* 26: 711-724. <https://doi.org/10.2307/2404095>
- Vidal, O.J., Bauk, V. 2014. Plan AMA Torres del Paine de restauración ecológica en bosques incendiados de Torres del Paine, Punta Arenas, Chile. Dirección de Vialidad, Ministerio de Obras Públicas, Chile.

Received: 25.03.2022

Accepted: 03.11.2022