

Volumen 29 N° 3. Diciembre, 2023

ISSN 0718-4646



CIENCIA & INVESTIGACIÓN FORESTAL



**INSTITUTO FORESTAL
CHILE**





REVISTA CIENCIA & INVESTIGACIÓN FORESTAL. INSTITUTO FORESTAL. CHILE

La revista Ciencia & Investigación Forestal es una publicación científico técnica, en español, publicada por el Instituto Forestal desde el año 1987. Es una publicación de acceso abierto, seriada, arbitrada, en formato digital y de carácter interdisciplinario.

En la Revista se divulga la investigación y ciencia forestal con una visión aplicada y orientada principalmente a profesionales y técnicos del sector forestal que demandan soluciones para sus problemas en el corto y mediano plazo, así como a profesionales del sector público y privado, investigadores, académicos, personeros con responsabilidad en la toma de decisiones técnico-políticas, y en general a la sociedad interesada en el conocimiento de los múltiples bienes y servicios que proveen los ecosistemas forestales.

Ciencia & Investigación Forestal publica contribuciones originales e inéditas de investigadores y profesionales, de instituciones nacionales o extranjeras, interesados en publicar investigación aplicada en el ámbito de las ciencias forestales y materias afines en las temáticas económicas, sociales y ambientales.

Todas las contribuciones presentadas a la revista son sometidas a un proceso de revisión por pares (*peer review*) bajo la modalidad de doble ciego.

La periodicidad de publicación es de tres números por año y ocasionalmente números especiales.

La Revista provee acceso libre a su contenido bajo el principio de hacer disponible la investigación al público para fomentar un mayor intercambio de conocimiento global. No existe costo por acceso a las contribuciones publicadas y los autores no asumen ningún costo por el procesamiento, revisión, edición y publicación de sus contribuciones.

En el sitio Web de la Revista (<https://revista.infor.cl>) es posible acceder a todos los números publicados y también encontrar toda la información referente a Equipo Editorial, Propiedad Intelectual, Declaración de Privacidad, Tipo de Contribuciones y la Guía y Recomendaciones para Autores. Se trata de una plataforma OJS (*Open Journal System*) en la cual, además de la información indicada, radica el manejo del flujo editorial de la Revista. Los autores deben a través de esta plataforma incorporar sus contribuciones, recibir posibles sugerencias de correcciones y finalmente enterarse de la aceptación o eventual rechazo de estas.

Santiago Barros & Braulio Gutiérrez
Editores C&I Forestal
sbarros@infor.cl bgutierrez@infor.cl



CONTENIDO

ARTÍCULOS

- De coligual a bosque: una contribución a la mitigación del cambio climático.** 5
Heidi Böttcher Jorquera; Sabine Müller-Using Wenzke & Yasna Rojas Ponce.
- Diagnóstico del estado actual de los bosques nativos de las islas menores de la región de Los Lagos, Chile.** 21
Natalia Cáceres Novoa; Francisca Meneses Jiménez; Javiera Fuenzalida Carrión; Osvaldo Vidal Ojeda & Jan Bannister Hepp.
- Anisotropía en velocidades de onda y módulos dinámicos determinados con ondas de esfuerzo en maderas mexicanas y japonesas.** 45
Javier Ramón Sotomayor Castellanos & Koji Adachi.
- Crecimiento micelial *in vitro* de 2 cepas de *Grifola gargal* en diferentes medios de cultivo y niveles de pH.** 61
Patricio Chung Guin Po.
- Propagación de *Carica chilensis*, especie endémica, vulnerable y amenazada del norte de Chile: Un avance para su conservación.** 73
José Hernández Cartes & Sergio Silva Soto.

APUNTES

- ¿Es la semilla de origen local el mejor material genético para efectos de restauración?** 85
Braulio Gutiérrez Caro.

OPINIONES

- Plantaciones de especies nativas en la región de los Ríos: Superficie y esfuerzos realizados.** 95
Heidi Böttcher Jorquera; Joselyn Pinto Álvarez & Burkhard Müller-Using.



ARTÍCULO

De coligual a bosque: una contribución a la mitigación del cambio climático.

Heidi Böttcher Jorquera¹; Sabine Müller-Using Wenzke^{1*} & Yasna Rojas Ponce¹.

¹ Instituto Forestal, sede Los Ríos. Valdivia, Chile. hbottcher@infor.cl; smuller@infor.cl; yrojas@infor.cl

*Autor para correspondencia

DOI: <https://doi.org/10.52904/0718-4646.2023.596>

Recibido: 26.10.2023; Aceptado 20.11.2023.

RESUMEN

Una de las estrategias de mitigación para enfrentar el cambio climático corresponde a la restauración de ecosistemas boscosos degradados. En el centro sur de Chile es frecuente que estos ecosistemas estén cubiertos completamente por bambusáceas, lo que significa un desafío para su recuperación. El presente estudio evalúa una experiencia de restauración de un área de 0,2 ha en Panguipulli, tras un evento masivo de floración de *Chusquea culeou* (colihue), y la analiza bajo la mirada de una iniciativa de Reducción de Emisiones por Deforestación y Degradación (REDD+). Se analiza el crecimiento y sobrevivencia de las especies plantadas, y el establecimiento y desarrollo de regeneración natural, al igual que la dinámica de *Chusquea culeou* durante un período de 10 años.

Palabras clave: *Nothofagus obliqua*, plantación, restauración, REDD+

SUMMARY

One of the mitigation strategies to face climate change corresponds to the restoration of degraded forest ecosystems. In south-central Chile it is common for these ecosystems to be completely covered by bamboo, which represents a challenge for their recovery. The present study evaluates a restoration experience of an area of 0.2 ha in Panguipulli, after a massive *Chusquea culeou* flowering event, and analyzes it from the perspective of a Reducing Emissions from Deforestation and Degradation (REDD+) initiative. The growth and survival of the planted species, and the establishment and development of natural regeneration, as well as the dynamics of *Chusquea culeou* over a period of 10 years, are analyzed.

Key words: *Nothofagus obliqua*, plantation, restoration, REDD+

INTRODUCCIÓN

La restauración de ecosistemas boscosos es una de las estrategias de mitigación para enfrentar el cambio climático. En la actualización de la Contribución Nacional Determinada, Chile se comprometió al manejo sustentable y recuperación de 200.000 hectáreas de bosque nativo al año 2030 y a la reducción de las emisiones por degradación y deforestación de bosque nativo en un 25% al 2030, compromiso que se enmarca en la iniciativa de Reducción de Emisiones por Deforestación y Degradación (REDD+). En este contexto, la recuperación de bosque nativo considera un conjunto de conocimiento y técnicas orientadas a recuperar, establecer y restaurar la capacidad y funcionalidad de los bosques nativos degradados.

Chile ha definido en el marco de REDD+ que los bosques degradados son aquellos donde se redujo el contenido de carbono por acción antrópica, sin haber provocado un cambio de uso de suelo, con una intensidad tal, que hace recomendable el cese de la actividad silvícola regular en ellos y que requiere una inversión adicional para la permanencia y resiliencia del bosque (CONAF, 2016).

El enfoque principal de REDD+ es generar un aumento en las capturas de carbono del sector silvoagropecuario (Brockhaus & Angelsen, 2012), pero también constituye un incentivo a generar mejoras en cuanto a la biodiversidad en bosques degradados. Es así que las acciones que se realicen en bosques degradados no deben ir en contra de la biodiversidad, si no por el contrario, promover la conservación de bosques (Murray & Jones, 2014). Para ello, se definen salvaguardas, que corresponden a un requisito mínimo para todos los países que participan de REDD+ con el fin de evitar el daño perverso e involuntario a la biodiversidad de los bosques (Phelps *et al.*, 2012). De este modo, la conservación y el aumento de la biodiversidad a través de acciones de restauración son considerados un cobeneficio de REDD+, adicional a los beneficios de carbono obtenidos.

En Chile, la metodología usada para definir que un bosque se encuentra degradado está basada en la densidad del bosque en relación a la densidad máxima que podría alcanzar (*stocking* en inglés) (Bahamondez *et al.*, 2009). La herramienta usada para esta definición son los diagramas de densidad según Gingrich (1967), elaborados en base a los datos del Inventario Forestal Nacional (INFOR, 2020) para cada tipo forestal. El umbral que permite identificar la degradación corresponde a la línea de cierre de copa, la cual representa el límite en el que los árboles son capaces de ocupar completamente la capacidad del sitio. Si el bosque se encuentra bajo este umbral, se considera degradado. De acuerdo a la relación *Nivel de Referencia de emisiones Forestales / Nivel de Referencia Forestal Nacional*, Chile tiene una superficie degradada de 1,29 millones de hectáreas entre los años 2001 y 2010 distribuidas entre Coquimbo y Magallanes (CONAF, 2023).

En el centro sur de Chile es frecuente que las áreas boscosas que se encuentran por debajo de la línea de degradación estén cubiertas completamente por las especies bambusáceas nativas *Chusquea quila* (quila) y/o *Chusquea culeou* (colihue). Esto se refleja en las pautas alternativas al diagrama de densidad, que se han desarrollado para definir la degradación en bosques. En efecto, dos de las tres categorías de degradación que definen Muñoz *et al.* (2018) se caracterizan por una abundante presencia de bambusáceas. También Vázquez-Grandón *et al.* (2018) atribuyen gran importancia a estas especies en su pauta preliminar para reconocer un bosque degradado.

La alta densidad y la gran vitalidad de las especies del género *Chusquea* en situaciones de bosque degradado representan un considerable desafío silvícola para la restauración del mismo (Veblen, 1982; González *et al.*, 2002). En la Región de Los Ríos, donde se sitúa el presente estudio, se han probado distintos métodos para regenerar y/o restaurar bosque en esas condiciones. Una opción ha sido la eliminación de la capa superior del suelo, removiendo los rizomas de las especies de *Chusquea* y exponiendo el suelo mineral para una mejor germinación de las especies del género *Nothofagus* (Soto & Puettmann, 2018). Otras experiencias han generado fajas en la quila (*Chusquea quila*) para plantar especies arbóreas como roble (*Nothofagus obliqua*), raulí (*Nothofagus alpina*) y ulmo (*Eucryphia cordifolia*) (Pilquinao, 2020; Ipinza, 2021). Este segundo método requiere un cuidado intenso posterior a la plantación, liberando al menos una vez al año las especies plantadas de la competencia de las bambusáceas.

En las especies del género *Chusquea* la floración ocurre de forma simultánea en grandes extensiones, y asociado a esta floración se produce el secado de sus tallos y hojas, situación que brinda una condición propicia para realizar faenas con menor esfuerzo y en forma menos intensiva. Según una recopilación bibliográfica, realizada por Holz & Palma (2012), la periodicidad de floración en Chile y Argentina es variable y ocurre en intervalos de 15 – 70 años. Tras ella las plantas demoran varios años en repoblar nuevamente la superficie.

El presente estudio evalúa una experiencia de restauración de un área de 0,2 ha en Panguipulli, donde el colihue (*Chusquea culeou*) floreció en el verano 2000-2001 (Jaksic y Lima, 2003). Con posterioridad a la floración, en la superficie indicada se realizó una plantación de roble y raulí, en baja densidad, la cual fue monitoreada por un período de 16 años. Las principales preguntas que se abordan en el presente estudio son: ¿Cómo se desarrolla una plantación de roble/raulí de baja densidad en un área dominada por colihue después de su floración?; ¿Qué comunidad vegetal complementaria se genera de forma natural en esta situación?; ¿Cuánto tiempo demora el área degradada en recuperarse en el contexto de REDD+?; y ¿Cuál es la diversidad de especies del rodal resultante?

MATERIAL Y MÉTODO

El área de estudio se encuentra en la comuna de Panguipulli, región de Los Ríos, en concreto en el predio Millahue, ubicado en las coordenadas 39°40'58.40"S 72°22'14.11"O, donde se experimenta un clima de tipo templado lluvioso (**Cuadro 1**).

Cuadro 1. Temperatura media anual y precipitación media anual de las estaciones meteorológicas Panguipulli y Pichoy.

	T media anual (°C)	Pp media anual (mm)
Panguipulli (últimos 3 años)	11,3	1.265
Pichoy (últimos 3 años)	11,1	1.239
Pichoy (últimos 30 años)	11,7	1.684

Las precipitaciones en Panguipulli y Pichoy durante en los últimos 3 años son similares entre sí y menores al promedio anual registrado en Pichoy (estación más cercana de la Dirección Meteorológica de Chile) durante los últimos 30 años. El régimen de humedad se caracteriza por precipitaciones anuales que rodean los 1.200 mm, con altos excedentes de humedad para el consumo de la vegetación. Respecto a la humedad estival, el balance hídrico es equilibrado entre precipitaciones y evapotranspiración potencial y la humedad del aire es moderada (55-70%) (Pinilla, 2004).

Las condiciones edáficas son de suelos trumaos o de cenizas volcánicas, de textura franca en la superficie y franco arenosa a franco arcillosa en profundidad. La densidad aparente es media a baja y la porosidad total es alta (*op. cit.*)

Según la clasificación de Navarro *et al.* (2014), el bosque circundante corresponde a la estación forestal Lingue – Roble con tolerantes siempreverdes. Esta estación considera la presencia de especies intolerantes en estado maduro (roble, colihue (*Nothofagus dombeyi*)), y reconoce la presencia de especies siempreverdes (ulmo, laurel (*Laurelia sempervirens*)) tanto en los doseles superiores – de forma parcial - como en los inferiores (Martínez, 2009). Esta combinación de especies da cuenta de un bosque que en su sucesión transita hacia la estación de Bosque Siempreverde.

Dentro del bosque adulto se encuentra un área de 1.975 m² (79 m x 25 m) sin vegetación arbórea y que al año 2001 estaba cubierta completamente de colihue (*Chusquea culeou*). Tras la floración de este colihue y su posterior muerte, se abrieron fajas y se estableció en el año 2006 una plantación de roble (*Nothofagus obliqua*) y raulí (*Nothofagus alpina*). Las plantas establecidas tuvieron una altura de aprox. 30 cm y un distanciamiento entre sí de 3 x 5 metros (666 arb/ha). Se llevaron a cabo acciones de limpia durante los dos años siguientes al establecimiento de la plantación.

Toma de Datos

Entre los años 2011 y 2022, anualmente se midió el crecimiento en altura, diámetro a la altura del cuello (DAC) y diámetro a la altura del pecho (DAP, cuando correspondió) de todos los individuos de las especies plantadas (roble y raulí). Además, se trazó dos transectos perpendiculares que cruzan completamente la plantación, sobre ellos se estableció nueve parcelas de regeneración de 4m² (2m x 2m). En cada una de estas parcelas se evaluó la presencia y abundancia de regeneración, tanto arbórea como no arbórea. Anualmente se midió la presencia de regeneración arbórea y arbustiva, identificando la especie en la mayoría de ellos (en algunos casos solo el género) y se clasificó según estratos. Para este efecto se utilizó los estratos que considera también el Inventario Forestal Nacional (Martin, 2009), presentados en el **Cuadro 2**.

Cuadro 2. Clasificación de estratos de regeneración según altura y DAP

Variable	Estrato 1	Estrato 2	Estrato 3	Estrato 4
Altura (m)	0 - 0,5	0,51 - 1,0	1,01 - 1,3	> 1,3
DAP (cm)	-	-	-	<4

(Fuente: Martin, 2009)

Análisis de Datos

Los datos se procesaron mediante Excel, y se generaron tablas de rodal y existencia para las especies roble y raulí. Para la regeneración natural se analizó el establecimiento en general y se analizaron las existencias según estrato de altura.

Estimación de Volumen

Para la evaluación silvícola de la plantación se estimó el volumen de los árboles plantados (roble y raulí), utilizando la función de volumen desarrollada por Barría (1996) para un rodal de roble-raulí de 16 años de edad (Expresión 1):

$$\ln(V) = -9,915425 + 0,939798 * \ln(H * DAP^2) \quad (1)$$

Donde;

V : Volumen en m³,

H : Altura en m,

DAP : Diámetro del fuste a 1,3 metros de altura en cm

Índices de Biodiversidad

Para determinar el cumplimiento del criterio de mantención de la biodiversidad que consideran las acciones de REDD+, se analizó la biodiversidad de las especies utilizando el índice de Shannon (Shannon y Weaver, 1949) (Expresión 2)

$$H = - \sum_{i=1}^S \pi_i \ln \pi_i \quad (2)$$

Donde;

π_i : Proporción de cada especie en una población.

S: Número total de especies.

RESULTADOS

Situación Inicial de la Plantación

Al momento de iniciar el monitoreo de la plantación en el año 2011 la plantación tenía 5 años. En el Cuadro 3 se muestra su densidad, altura y diámetro.

Cuadro 3. Plantación al inicio del monitoreo, con 5 años de edad.

Parámetros	Raulí (<i>N. alpina</i>)	Roble (<i>N. obliqua</i>)	Total
Densidad (n/ha)	284	375	658
DAC (cm)	3,29	3,02	3,14
H (m)	3,53	2,59	3,00

La diversidad de especies presentes en el área al momento de inicio del monitoreo (2011) y sus respectivas densidades por hectárea se encuentran especificadas en el **Cuadro 4**.

Cuadro 4. Especies presentes en la regeneración natural en el año 2011, al inicio del monitoreo.

	Especie	Densidad (N/ha)
Reg. arbórea	Luma (<i>Amomyrtus luma</i>)	556
	Ulmo (<i>Eucryphia cordifolia</i>)	8.056
Reg. arbustiva	Maqui (<i>Aristotelia chilensis</i>)	833
	Matico (<i>Buddleja globosa</i>)	278
	Zarzaparrilla (<i>Ribes magellanicum</i>)	278
	Chupalla (<i>Fascicularia bicolor</i>)	556
	<i>Chusquea spp.</i>	30.833
Otros	Enredadera (<i>Boquila trifoliolata</i> , <i>Cissus striata</i> , <i>Campsidium valdivianum</i> , <i>Elytropus chilensis</i>)	23.333

Monitoreo Silvícola de la Plantación

El crecimiento de la plantación en altura y diámetro ha sido constante a través de los 11 años de monitoreo, con un crecimiento medio anual de 0,39 m²/ha en área basal. La mortalidad ha sido de un 21%. La **Figura 1** muestra la supervivencia durante el periodo estudiado. Se observa que la supervivencia ha sido levemente mayor en raulí que en roble. Respecto al crecimiento, la **Figura 2** muestra la evolución de la altura y el DAP para cada especie, observándose que raulí supera levemente a roble en ambas variables.

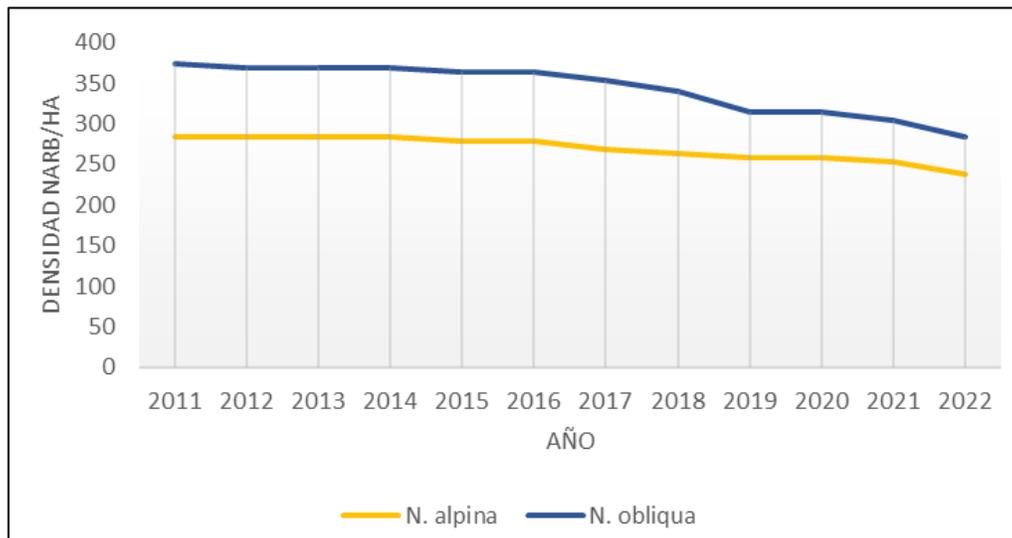


Figura 1. Supervivencia de raulí (*N. alpina*) y roble (*N. obliqua*) en el periodo estudiado.

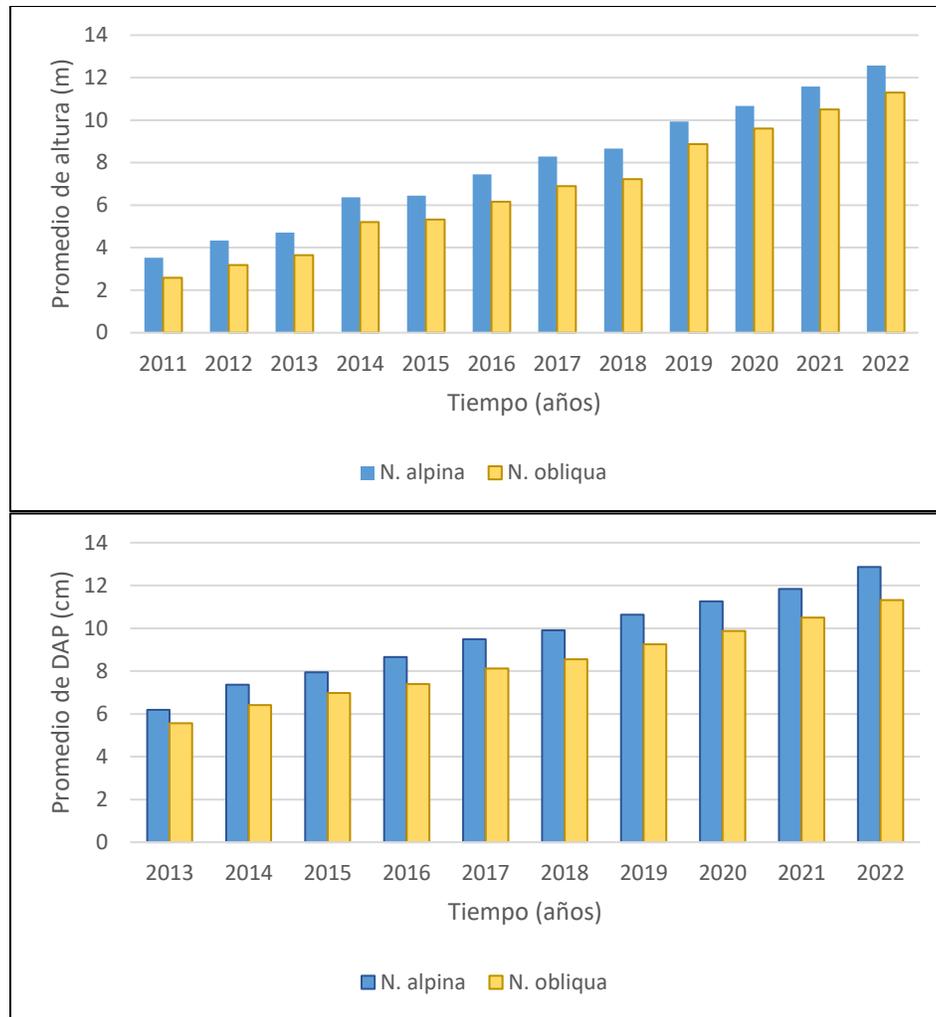


Figura 2. Crecimiento de altura (arriba) y diámetro (abajo) para las plantas de raulí (*N. alpina*) y roble (*N. obliqua*) entre 5 y 16 años después de la plantación.

Para facilitar el análisis del crecimiento en comparación con otras plantaciones, en el **Cuadro 5** se resumen los datos de rodal al final del periodo de monitoreo.

Cuadro 5. Plantación al año 2022.

Parámetros	Raulí	Roble	Total
Densidad (arb/ha)	238	284	522
DAP (cm)	12,86	11,32	12,05
H (m)	12,57	11,29	11,88
Volumen (m ³ /ha)	22,01	16,78	38,79

Regeneración Natural

En complemento a la plantación de roble y raulí se estableció regeneración natural de forma espontánea. La **Figura 3** muestra la densidad de tal regeneración de los estratos 3 y 4 (> 1 m) para especies arbóreas. Se aprecia que su densidad supera ampliamente a la de los árboles plantados.

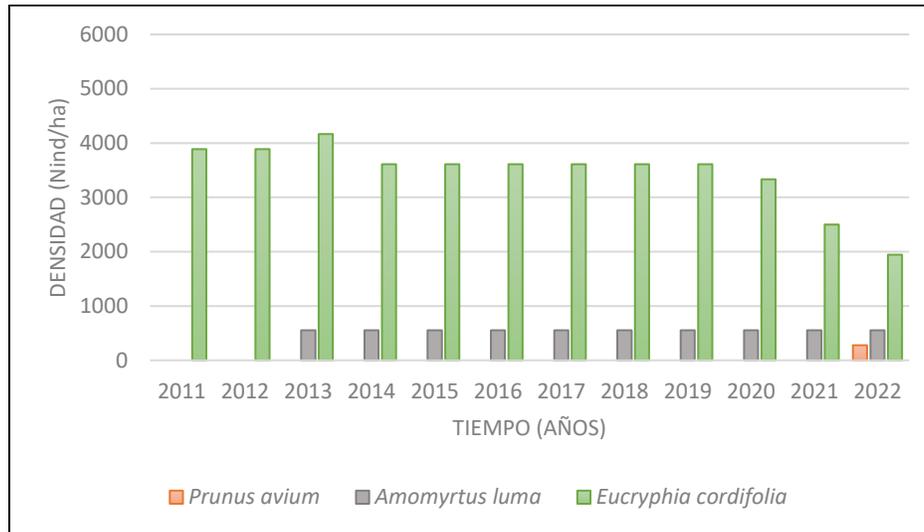


Figura 3. Regeneración natural establecida (> 1 de altura, estratos 3 y 4) a lo largo del periodo estudiado.

La diversidad de especies en la regeneración mayor a un metro de altura se ve representada principalmente por dos especies, ulmo (*E. cordifolia*) y luma (*A. luma*), apareciendo en el último año de monitoreo algunos cerezos (*P. avium*). Esta leve tendencia de aumento de diversidad en el tiempo, se confirma al considerar la regeneración con alturas menores a 1 m. En estos estratos (3 y 4) aparecen cinco especies en el año 2022, y ulmo pierde la predominancia que había mantenido hasta el año 2019 (**Figura 4**).

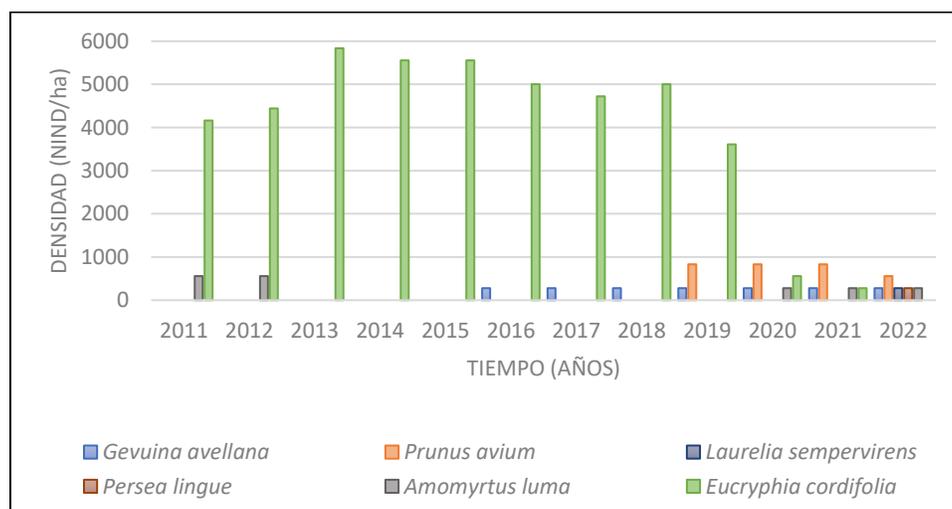


Figura 4. Regeneración natural establecida estratos inferiores (< 1 m de altura, estratos 1 y 2) a lo largo del periodo estudiado.

En el estrato arbóreo (> 1,3 m y DAP > 4 cm), se registró un reclutamiento de 55 árboles por hectárea a partir de regeneración natural, conformada en su totalidad por la especie ulmo.

Vegetación Competidora

Dado que el rodal estudiado se instaló sobre un área cubierta completamente de *Chusquea culeou*, el cual había florecido y decaído, se observó también su desarrollo posterior a la plantación. La **Figura 5** muestra las tendencias en densidad que presentó el colihue y la regeneración natural de especies arbóreas durante el periodo estudiado.

La especie más importante en cuanto a densidad desde el comienzo del periodo de monitoreo fue *Chusquea culeou*, sin embargo, desde el año 2019, esta redujo su presencia en el rodal. Una causa podría ser la sombra generada por los árboles plantados, que al año 2019 ya alcanzaban entre 9 y 10 m de altura.

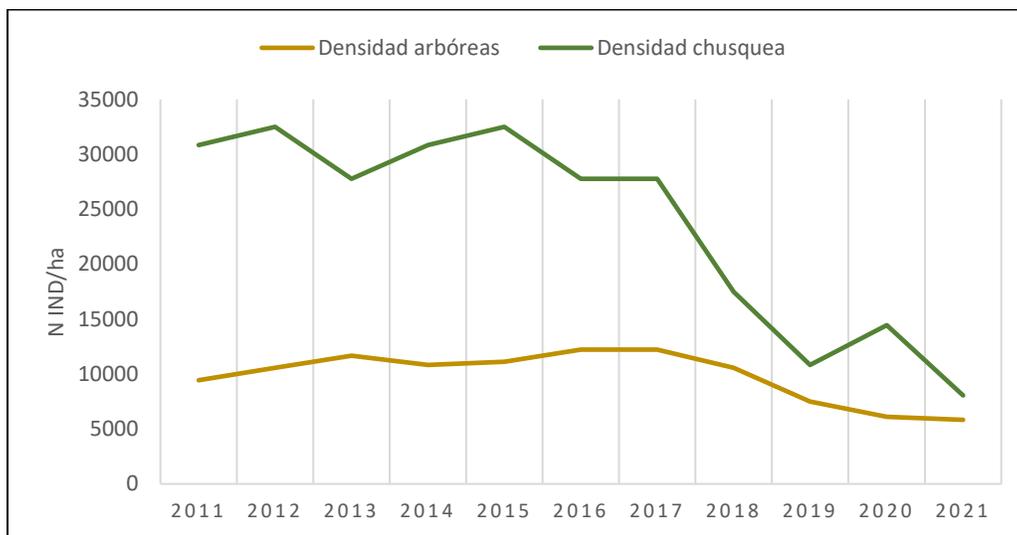


Figura 5. Densidad de colihue (*Chusquea culeou*) y de la regeneración de especies arbóreas durante el período de monitoreo (2011-2022). No se tuvieron datos del año 2014.

En cuanto a la inhibición de la plantación por el colihue preexistente, los datos presentados sugieren que no hay una relación entre la densidad de *Chusquea* y sobrevivencia de las plantas. Sin embargo, la baja en la densidad de *Chusquea* coincide con el aumento de diversidad de especies en la regeneración natural arbórea (**Figura 4**).

La Plantación como Herramienta de Mitigación

La plantación de especies arbóreas permite que un área boscosa acumule carbono, por lo cual se puede considerar una herramienta de mitigación del cambio climático. En el caso de un bosque degradado, es posible evaluar esta recuperación en función del tiempo que tarda en superar los umbrales que definen la degradación. En Chile, en el contexto de REDD+, el diagrama de densidad de Gingrich es la herramienta usada con este fin.

Para el sitio estudiado se tiene que la línea B (**Figura 6**) representa el límite de densidad en el cual los árboles son capaces de ocupar completamente la capacidad del sitio. Se considera que bajo este umbral

el bosque se encuentra subutilizando el sitio. La línea C, en tanto, define que el bosque en un período de 10 años podría superar el umbral de degradación solo por su crecimiento.

Considerando solo la plantación de roble y raulí (representada por la cruz en la **Figura 6**), el rodal estudiado se encuentra bajo las líneas B, y C, es decir, a una edad de 16 años de la medida de recuperación, el rodal no ocupa completamente la capacidad del sitio aún se considerado como un bosque degradado y faltan más de 10 años para que la plantación pueda alcanzar una densidad por encima del límite de degradación (línea B). Sólo una vez alcanzado este punto, el bosque estudiado podrá entrar en categoría de aumento de las existencias de carbono por recuperación de bosques degradados.

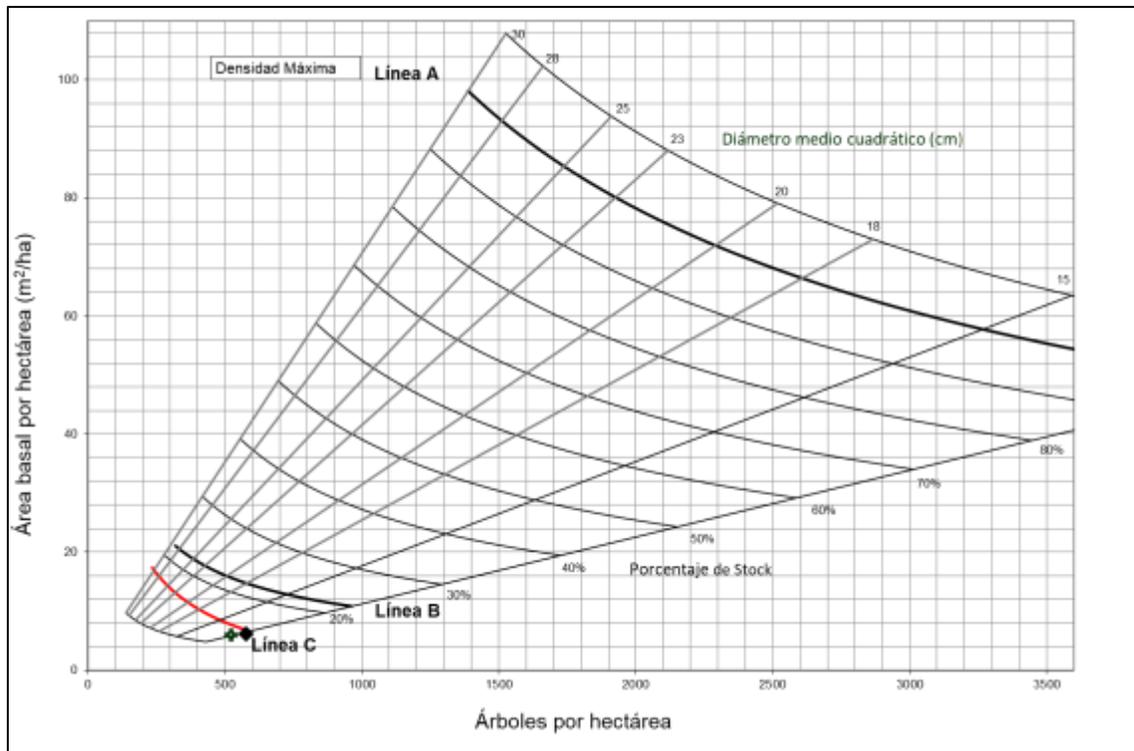


Figura 6. Diagrama de densidad de Gingrich para el tipo forestal Roble-Raulí-Coigüe (Bahamóndez *et al.*, 2009) con línea cobertura completa (línea B) y los datos de la plantación al año 2022 (con 18 años).

Si además de la plantación se considera la regeneración que acompaña a la plantación (rombo en la **Figura 6**) se observa que el aporte aún es pequeño, adelantando el alcance de la línea C. A medida que aumente la regeneración natural que alcanza el estrato arbóreo (DAP > 4cm), esta cobrará más importancia como complemento de la plantación, permitiendo que se acelere la superación de los umbrales de degradación del rodal.

Biodiversidad

En Chile no existe una línea base de biodiversidad para las salvaguardas consideradas en el mecanismo REDD+. Sin perjuicio de lo anterior, en este estudio se realiza el análisis del desarrollo de la biodiversidad y se revisa si la restauración cumple el requisito de no disminuir la biodiversidad del estrato arbóreo en relación al bosque de referencia. Como bosque de referencia se considera en este caso el bosque

circundante que tiene características de bosque maduro y de poca intervención (Müller-Using & Ulloa, 2008).

Las especies encontradas en el área al año 2022 se encuentran detalladas junto a su densidad en el Cuadro 6.

Cuadro 6. Especies presentes en la regeneración natural en el año 2022 y su densidad.

	Especie	Densidad (N/ha)
Reg. arbórea	Avellano (<i>Gevuina avellana</i>)	278
	Laurel (<i>Laurelia sempervirens</i>)	278
	Luma (<i>Amomyrtus luma</i>)	833
	Ulmo (<i>Eucryphia cordifolia</i>)	1.944
	Guindo (<i>Prunus avium</i>)	833
	Lingue (<i>Persea lingue</i>)	278
Reg. arbustiva	Maqui (<i>Aristotelia chilensis</i>)	1.389
	Chupalla (<i>Fascicularia bicolor</i>)	278
Otros	<i>Chusquea sp.</i>	8.056
	Enredadera	5.278

En el período de observación (2011-2022), la diversidad de especies arbóreas ha aumentado de 2 a 6 especies. Las especies arbustivas, en cambio, han decrecido a lo largo del periodo de monitoreo. Las especies matico (*Buddleja globosa*) y zarzaparrilla (*Ribes magellanicum*) dejan de estar presentes en el rodal, lo cual podría deberse a sus altas necesidades lumínicas e incapacidad de equiparar en altura a las especies arbóreas. Distinto es el caso del maqui (*Aristotelia chilensis*) el cual ha logrado permanecer en el rodal.

El índice de biodiversidad de Shannon muestra un aumento moderado, pero constante en la biodiversidad desde el comienzo del monitoreo (Figura 7). El aumento de biodiversidad en el periodo entre el año 2021 y 2022 coincide con la aparición de nuevas especies en la regeneración arbórea.

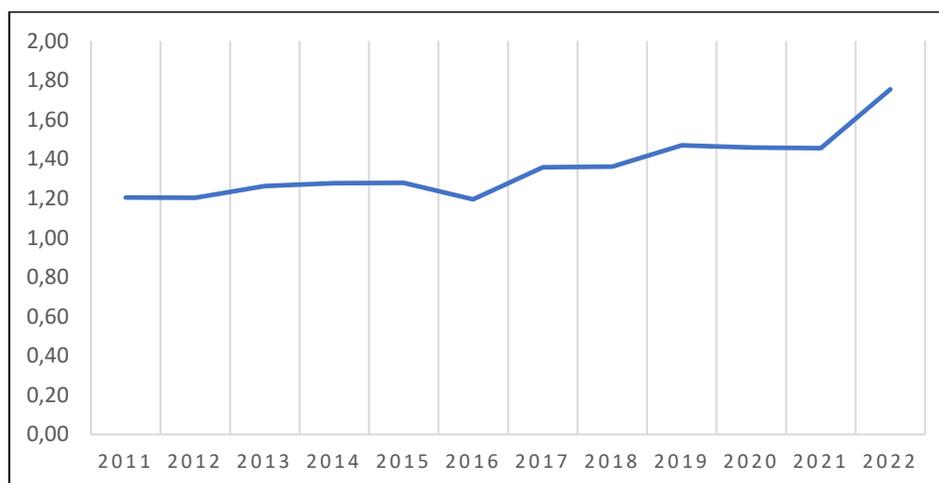


Figura 7. Biodiversidad según el índice de Shannon para el rodal estudiado según tiempo.

Para comparar la biodiversidad del rodal en restauración con la del ecosistema de referencia, la **Figura 8** muestra la diversidad de especies tanto en el rodal en estudio, como en el bosque circundante.

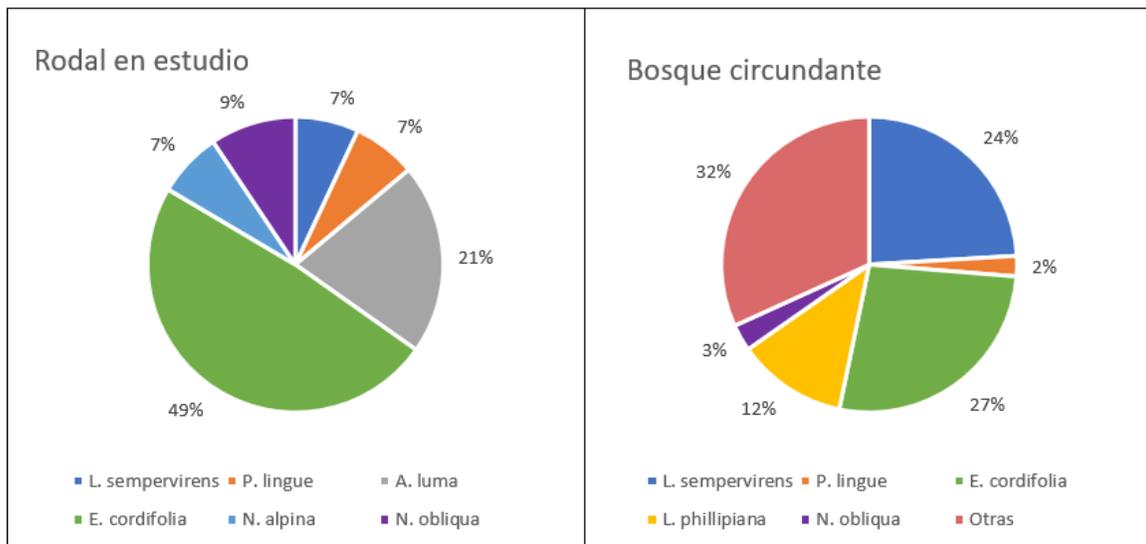


Figura 8. Proporción de especies arbóreas en el rodal en estudio y en el bosque circundante.

De la comparación entre rodales se desprende que ulmo es una especie importante en ambos. Además, se encuentra en ambos rodales una preponderancia de especies semi tolerantes. Sin embargo, en el bosque circundante no se encuentra en forma natural raulí, especie que no es autóctona del lugar y que forma parte del rodal restaurado debido a la plantación. Roble es más frecuente en el rodal restaurado que en el circundante.

DISCUSIÓN Y CONCLUSIONES

Regeneración Silvícola

La plantación analizada en el presente estudio tiene un desarrollo muy inferior al de otra plantación de roble (*N. obliqua*) realizada en una pradera del mismo predio, experiencia publicada por Müller-Using *et al.* (2020). A la misma edad, dicha plantación de roble supera en un tercio la altura y diámetro alcanzados por la plantación que aquí se analiza. En esta comparación hay que considerar que el rodal que muestra mayor crecimiento, a los 16 años, ya había sido raleado. Sin embargo, esto no explica la gran diferencia. Es posible que la competencia de *Chusquea*, que fue abundante en la plantación en años tempranos, haya ralentizado el crecimiento de la plantación. Otros factores a tener en cuenta y que pueden haber dificultado el crecimiento son la cercanía del bosque adulto que genera sombra sobre el área, y el pequeño tamaño de las plantas al momento de la plantación. Muñoz y Gonzalez (2009) observan que roble no regenera bien en claros pequeños (menores a 1.000 m²). Sin embargo, plantaciones de roble en hoyos de luz entre 400-700 m² en el mismo sitio, si han sido exitosas, aunque a partir de plantas grandes y con un crecimiento lento (Molina *et al.*, en preparación).

Otro antecedente que apoyaría la hipótesis del efecto de la sombra lateral, es que raulí presentó la mitad de la mortalidad de roble. Esto se condice con su preferencia por coberturas de copa de 10 a 40% (Müller-Using *et al.*, 2014) y con su condición de especie semi-tolerante (Donoso, 2006).

La especie más exitosa en la regeneración natural fue ulmo, la cual no se ha visto inhibida por el rebrote de *Chusquea*. Ya se han tenido experiencias similares en bosque antiguo siempreverde, donde posterior a la floración de *Chusquea*, los rebrotes de raíces de ulmo fueron los que aprovecharon más exitosamente los recursos disponibles asociados al secado de la bambusácea (Muñoz & González, 2009). La condición de semi-tolerante de ulmo (Donoso, 2006) es un factor que explica su éxito, sin embargo, sus estrategias reproductivas también pueden ser un factor crítico, puesto que la mayoría de los individuos establecidos de ulmo fueron rebrotes de raíces, tanto en el presente estudio como en experiencias similares (Muñoz & González, 2009; Escandón *et al.*, 2013). En esta especie los rebrotes de raíces presentan mayor supervivencia en regeneración y un rango mayor de tolerancia a la sombra (Escandón *et al.*, 2013).

La comunidad de especies que se está estableciendo comparte características y tendencias generales con el bosque circundante (Müller-Using & Ulloa, 2008), pero está enriquecida con especies de interés silvícola como raulí, que fue plantado, y al mismo tiempo carece de especies como tepa (*Laureliopsis philippiana*), que está presente en el bosque antiguo por su condición de especie tolerante, pero aún no aparece como regeneración en el sitio del presente estudio.

Vegetación Competidora

Fuera de la especie ulmo, las especies arbóreas presentes no han presentado establecimientos densos ni crecimientos importantes en comparación a otras situaciones de regeneración post disturbio, como talas rasas o cortas de árbol semillero (Donoso *et al.*, 2019). Veblen (1982) indica que existe un efecto inhibitor por parte de colihue en el crecimiento de vegetación arbórea, dada la escasez de luz bajo el sotobosque de esta especie y la competencia por otros recursos asociados al espacio. En el caso del presente estudio, no se tuvo evidencia de tal efecto, puesto que la densidad de especies arbóreas no aumenta en ausencia de colihue, si no que disminuye con ella a lo largo del periodo, tendencia que ya se ha visto en otras experiencias (González *et al.*, 1997).

Restauración y Contabilidad de Carbono

Una alternativa a la restauración activa a través de la plantación es la restauración pasiva o regeneración natural. En el caso estudiado, la combinación de ambas puede considerarse exitosa, con 577 árboles en el estrato arbóreo y más de 2500 plantas de ulmo mayores a 1 m de altura en la regeneración. En términos de recuperación del área sobre los umbrales de degradación definidos en el contexto de REDD+, esto aún no fue logrado. A pesar de ello, es una alternativa que tiene la ventaja de ser extensiva con una plantación de baja densidad, como plantación suplementaria, y solo dos limpieas posteriores a su establecimiento. Si bien la regeneración natural demora en instalarse, una vez presente puede ser un aporte considerable cuando el objetivo es superar el umbral de degradación. Se prevé que esto suceda de forma súbita, puesto que cuando la generación de individuos que al año 2022 estaban aún fuera de la contabilidad de carbono alcance las dimensiones necesarias para entrar en ella, se generará un salto en dirección hacia la línea B de degradación (Figura 6).

Las metas del país en materia de mitigación al cambio climático, buscan llegar a la carbono-neutralidad en el 2050, en este contexto, sería conveniente contar con un análisis para evaluar la cantidad de bosque que se encuentra en estado de degradación con características similares a la situación inicial de este estudio, es decir, invadido por quila y/o colihue, para ver la oportunidad de plantar durante la floración de esta. Si la meta es al 2050, es posible evaluar el costo de oportunidad de invertir recursos adicionales para mejorar los periodos de recuperación, ya sea con una mayor densidad de plantas y aumento de limpieas en el terreno posterior al establecimiento, versus esperar, los cerca de 26 años que indica este estudio para que se logre mejorar las existencias de carbono.

Biodiversidad

Los resultados obtenidos indican un aumento en la biodiversidad y en la diversidad de especies arbóreas (2 a 6) del rodal. Muñoz y Gonzalez (2009) señalan que la proporción de las especies arbóreas en otra experiencia después de 10 años de floración de especies de *Chusquea* no varió significativamente. La restauración ecológica es una actividad que tiene como objetivo la recuperación de atributos de un

ecosistema histórico o previo a una alteración (Bannister et al., 2016). Para efectos del presente estudio, se utilizó la biodiversidad como uno de los atributos que se buscó retornar a las condiciones previas a la invasión de las especies de *Chusquea*, representado aquí mediante el bosque antiguo (**Figura 8**). La Estrategia Nacional de Cambio Climático y Recursos Vegetacionales (ENCCRV) de Chile considera la biodiversidad como un cobeneficio de los proyectos relacionados a aumentar la captura de carbono en ecosistemas forestales (CONAF, 2016), sin embargo, persiste el desafío de considerar el monitoreo de algún índice de biodiversidad en los proyectos de restauración.

Se debe incluir indicadores de biodiversidad en los proyectos de restauración que se llevan a cabo en el marco de la ENCCRV, de modo de obtener efectivamente información respecto al cumplimiento de este cobeneficio, el cual como deja en claro el presente estudio, se ve favorecido positivamente por acciones de restauración en casos de bosque invadidos por especies de *Chusquea*.

REFERENCIAS

- Bahamondez, C., Martin, M., Müller-Using S., Rojas Y. & Vergara, G. (2009).** Case studies on measuring and addressing forest degradation: An operational approach to forest degradation. Forest Resources Assessment FAO. Roma, Italia. Working paper 158, 8 p. <https://doi.org/10.52904/20.500.12220/21144>
- Bannister, J., Donoso, P. & Mujica, R. (2016).** La silvicultura como herramienta para la restauración de bosques templados. *Bosque*, 37(2): 229-235. <https://doi.org/10.4067/S0717-92002016000200001>
- Barría, L. (1996).** Comparación de la estructura y crecimiento de una plantación de roble-raulí, con una de roble-raulí-ulmo, en la provincia de Valdivia. Tesis Ingeniero Forestal. Universidad Austral de Chile. Facultad de Ciencias Forestales. Valdivia, Chile. 110 p.
- Brockhaus, M. & Angelsen, A. (2012).** Seeing REDD+ through 4Is: A political economy framework. En: Angelsen, A., Brockhaus, M., Sunderlin, W.D. & Verchot, L.V. (Eds). *Analysing REDD+: Challenges and choices*. CIFOR. Bogor, Indonesia. Pp: 15-30.
- CONAF (2016).** Nivel de Referencia de emisiones forestales/Nivel de referencia forestal Subnacional de Chile. 128 p. https://redd.unfccc.int/files/chile_mod_sub_final_01032017_spanish.pdf
- CONAF (2023).** Nivel de Referencia de Emisiones Forestales/Nivel de Referencia Forestal Nacional de Chile. 128 p. https://redd.unfccc.int/files/nref_nrf_nacional.pdf
- Donoso, C. (2006).** Las especies arbóreas de los bosques templados de Chile y Argentina. Autoecología. Marisa Cuneo ediciones. 678 p.
- Donoso, P.J., Schlegel, B., Salas-Eljatib, C., Donoso, C. (2019)** Development of 26-year-old mixed forests following different regeneration cutting treatments in Andean temperate rainforests of south-central Chile. *Forest Ecology and Management* 432 (2019) 686–693
- Escandón, A., Paula, S., Rojas, R., Corcuera, L. & Coopman, R. (2013)** Sprouting extends the regeneration niche in temperate rain forests: The case of the long-lived tree *Eucryphia cordifolia*. *Forest Ecology and Management*, 310(2013): 321–326. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2013.08.046>
- Gingrich, SF. (1967).** Measuring and evaluating stocking and stand density in Upland Hardwood forests in the Central States. *Forest Science*, N° 13. Pp: 38-53.
- González, M.E., Veblen, T.T., Donoso, C., & Valeria, L. (2002).** Tree regeneration responses in a lowland Nothofagus-dominated forest after bamboo dieback in South-Central Chile. *Plant Ecology*, N° 161. Pp: 59-73. <https://doi.org/10.1023/A:1020378822847>
- González, M., Donoso, C. & Fraver, S. (1997).** Respuesta inicial de *Eucryphia cordifolia* Cav., *Laurelia sempervirens* R. et P. Tul. y *Aextoxicon punctatum* R. et P. en plantaciones mixtas en sectores recientemente florecidos con *Chusquea quila* Kunth en el centro-sur de Chile. *Bosque*, 18(1): 53-59. <https://doi.org/10.4206/bosque.1997.v18n1-07>

- Holz, A. & Palma, R.E. (2012).** Floraciones de bambúes en Chile y Argentina: actual floración masiva del colihue, historia natural y riesgos asociados. *Revista Bosque Nativo*, N° 50. Pp: 40-46.
- INFOR (2020).** Informe Final Inventario Forestal Nacional de Bosques nativos y Plantaciones forestales. Diciembre 2020. En: <https://ifn.infor.cl/>
- Ipinza, R. (2021).** Establecimiento de plantaciones nativas de alta biodiversidad. En: Ipinza, R., Gutiérrez, B., Molina, M. & Barros, S. (Eds). En: Buenas prácticas y consideraciones genéticas para la recuperación de bosques nativos degradados. Instituto Forestal Chile. 338 p. <https://doi.org/10.52904/20.500.12220/31302>
- Jaksic, F. M. & Lima, M. (2003).** Myths and facts on ratadas: bamboo blooms, rainfall peaks and rodent outbreaks in South America. *Austral Ecology*, 28(3): 237-251. <https://doi.org/10.1046/j.1442-9993.2003.01271.x>
- Martin, M. (2009).** Inventario de los ecosistemas forestales. Manual de operaciones en terreno. Santiago, Chile: INFOR. <https://doi.org/10.52904/20.500.12220/17358>
- Martinez, C. (2009)** Ertragsregelung in einem Plenterwald aus immergrünen Baumarten des Valdivianischen Regenwaldes im Süden Chiles. Diplomarbeit an der Forstwissenschaftlichen Fakultät der Albert-Ludwigs-Universität Freiburg. Freiburg im Breisgau.
- Müller-Using, B., Tiemann, M., Donoso, P. et al. (2020).** Crecimiento, desarrollo cualitativo y retorno financiero de una forestación con Roble (*Nothofagus obliqua* (Mirb.) Oerst.) al pie de monte andino del centro sur de Chile. *Ciencia & Investigación Forestal*, 26(1): 67-82. <https://doi.org/10.52904/0718-4646.2020.527>
- Müller-Using, B. & Ulloa, C. (2008).** Regulación de extracciones por volumen y clases de productos en un bosque heteroetáneo del tipo roble-laurel-lingue en la zona precordillerana de los Andes, provincia de Valdivia. Ejemplo de un aprovechamiento sostenido a nivel de rodal. *EcoNothofagus – Segunda Reunión sobre Nothofagus en la Patagonia*. Pp: 367-368.
- Müller-Using, S., Martin, M., Bahamondez, C. & Uribe, J. (2014).** Proyecto 028/2012 Regeneración natural bajo el concepto de la silvicultura cercana a la naturaleza: Antecedentes técnicos del Tipo forestal Roble-Raulí-Coigüe. Fondo de Investigación del Bosque Nativo.
- Muñoz, A. & González, M. (2009).** Patrones de regeneración arbórea en claros a una década de la floración y muerte masiva de *Chusquea quila* (Poaceae) en un remanente de bosque antiguo del valle central en el centro-sur de Chile. *Revista Chilena de Historia Natural*, N° 82. Pp: 185-198. <https://doi.org/10.4067/S0716-078X2009000200002>
- Muñoz, F., Hasbún, R., Alarcón, D. & Avilés Narváez, G. (2018).** Criterios técnicos para caracterizar bosques nativos degradados del tipo forestal Siempreverde y guías de restauración usando bosques de referencia INFORME FINAL.PROYECTO CONAF FIBN 009/2016.
- Murray, J.S. & Jones, J.P.G. (2014).** Salvaguardar la biodiversidad en REDD+: Necesario, pero no suficiente si este mecanismo busca desacelerar la pérdida de la biodiversidad global. Center for International Forestry Research (CIFOR). <https://doi.org/10.17528/cifor/005194>
- Navarro, C., Hauenstein, E., Pinares, J., Esse, C. & Cabello, J. (2014).** Catálogo de estaciones forestales de la Región de La Araucanía. Proyecto INNOVA-CORFO 11BPC-10164(11-13): Implementación de una metodología de tipificación de bosque nativo para la aplicación de la Ley 20.283 sobre Recuperación del Bosque Nativo y Fomento Forestal. Universidad Católica de Temuco. Temuco, Chile. 231 p.
- Phelps J., Webb E.L. & Adams, W.M. (2012).** Biodiversity cobenefits of policies to reduce forest-carbon emissions. *Nature Climate Change*, N° 2. Pp: 497–503. <https://doi.org/10.1038/nclimate1462>
- Pilquinao, B., Martin Stuken, M., Müller-Using, S., et al. (2020).** Treinta años de manejo de renovales de roble un análisis de su respuesta en crecimiento y estructura. *Ciencia & Investigación Forestal*, 26(3): 7-32. <https://doi.org/10.52904/0718-4646.2020.535>
- Pinilla, A. (2004).** Propuesta y evaluación de esquemas silviculturales a nivel predial para renovales de roble (*Nothofagus obliqua*) ubicados en la Comuna de Panguipulli. Tesis de grado Universidad Austral de Chile. Valdivia, Chile.

Shannon, C.E. & Weaver, W. (1949). The mathematical theory of communication. University of Illinois Press. Urbana, IL, EE.UU. 144 p.

Soto, D.P. & Puettmann, K.J. (2018). Topsoil removal through scarification improves natural regeneration in high-graded *Nothofagus* old-growth forests. *Journal of Applied Ecology*, 55(2): 967-976. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12989>

Vásquez-Grandón, A., Donoso, P.J. & Gerding, V. (2018). Degradación de los bosques: Concepto, proceso y estado -Un ejemplo de aplicación en bosques adultos nativos de Chile. En: Donoso, P., Promis, A. & Soto, D. (Eds). *Silvicultura en bosques nativos. Experiencias en silvicultura y restauración en Chile, Argentina y el oeste de Estados Unidos*. OSU College of Forestry. Valdivia, Chile. Pp: 175–196.

Veblen, T.T. (1982). Growth patterns of *Chusquea* bamboos in the understory of Chilean *Nothofagus* forests and their influences in forest dynamics. *Bulletin of Torrey Botanical Club*, N° 109. Pp: 474–487. <https://doi.org/10.2307/2996488>



ARTÍCULO

Diagnóstico del estado actual de los bosques nativos de las islas menores de la región de Los Lagos, Chile.

Natalia Cáceres Novoa^{1*}; Francisca Meneses Jiménez¹; Javiera Fuenzalida Carrión¹; Osvaldo Vidal Ojeda² & Jan Bannister Hepp¹.

¹Instituto Forestal, oficina Chiloé, Chile. ncaceres@infor.cl

²Universidad de Magallanes

*Autor para correspondencia: ncaceres@infor.cl

DOI: <https://doi.org/10.52904/0718-4646.2023.597>

Recibido: 11.11.2023; Aceptado 01.12.2023

RESUMEN

Los bosques nativos de las islas menores de la región de Los Lagos han sufrido procesos de pérdida de superficie y fragmentación debido a uso para ganadería, agricultura y extracción de leña. Conocer el estado actual de los bosques nativos de dichas islas es fundamental para proponer acciones de recuperación de los mismos. El objetivo de este estudio fue evaluar el estado de los bosques mencionados, para lo cual se caracterizó el estado actual de bosques y matorrales en base al catastro vegetacional de CONAF; se analizó su grado de fragmentación y su relación con presión antrópica, mediante métricas de paisaje y análisis multivariados; y se caracterizó a nivel de cuencas a los bosques nativos de las tres islas más pobladas. Se presentan implicancias para restaurar estos ecosistemas y establecer prioridades de restauración en las islas. Como resultados, solo 16% del área de estudio posee bosques nativos en buen estado de conservación. Respecto a composición de especies arbóreas, se encontró tres grupos: (i) siempreverde valdiviano, (ii) norpatagónico y (iii) mezclados, siendo valdiviano y mezclados los que dominan (35% cada uno). Existe una relación directa entre presión antrópica y fragmentación de bosques. Con respecto a las islas más pobladas, solo dos de ellas poseen bosque en buen estado de conservación, pero en pequeño porcentaje (< 1%) respecto a la superficie total de la isla. La restauración de ecosistemas forestales debería ser una prioridad y es urgente implementar una estrategia de restauración para el territorio insular de la región.

Palabras clave: Bosque siempreverde, bosques insulares, fragmentación, restauración de ecosistemas, prioridades de restauración.

SUMMARY

The native forests of the smaller islands of the Los Lagos region have suffered processes of surface loss and fragmentation due to use for livestock, agriculture and firewood extraction. Knowing the current state of the native forests of these islands is essential to propose actions for their recovery. The objective of this study was to evaluate the state of the mentioned forests, for which the current state of forests and shrublands was characterized based on the CONAF vegetation cadastre; Its degree of fragmentation and its relationship with anthropic pressure were analyzed using landscape metrics and multivariate analysis; and the native forests of the three most populated islands were characterized at the watershed level. Implications are presented for restoring these ecosystems and establishing restoration priorities on the islands. As a result, only 16% of the study area has native forests in a good state of conservation. Regarding the composition of tree species, three groups were found: (i) Valdivian evergreen, (ii) North Patagonian and (iii) mixed, with Valdivian and mixed being the ones that dominate (35% each). There is a direct relationship between anthropogenic pressure and forest fragmentation. Regarding the most populated islands, only two of them have forest in a good state of conservation, but in a small percentage (< 1%) with respect to the total surface of the island. The restoration of forest ecosystems should be a priority and it is urgent to implement a restoration strategy for the island territory of the region.

Key words: Evergreen forest, island forests, fragmentation, ecosystem restoration, restoration priorities

INTRODUCCIÓN

Actualmente, gran parte de la superficie terrestre ha sido impactada por el ser humano, y los ecosistemas forestales no han sido la excepción, quedando actualmente solo el 68% de los bosques que existían en la época preindustrial (IPBES, 2019). En Chile, los ecosistemas nativos se han ido perdiendo, degradando y fragmentando por el cambio de uso de suelo asociado al desarrollo agrícola, ganadero, urbano y minero. La zona centro-sur ha sido la más afectada por la pérdida de bosque nativo (Echeverría *et al.*, 2021) principalmente en las últimas décadas (Echeverría *et al.*, 2006; Aguayo *et al.*, 2009). En particular, en las provincias de Llanquihue, Chiloé, Palena y la región de Aysén los bosques nativos han sido reemplazados por matorrales, tierras desnudas o pastizales (Altamirano *et al.*, 2020).

Históricamente, en el archipiélago de Chiloé el bosque ha disminuido por la sustitución a campos agrícolas y zonas urbanas (Otero, 2006). Hoy, los bosques remanentes son degradados y fragmentados producto de la extracción de leña, que en su mayoría se realiza de manera ilegal (Bannister *et al.*, 2018). El Archipiélago de Chiloé incluye tanto la Isla Grande (88,42% de la superficie), como las denominadas islas menores (11,58% de la superficie). Actualmente, la mayor parte de los bosques nativos del Archipiélago se encuentran en la Isla Grande de Chiloé (579.581 ha de bosque nativo), los cuales se encuentran en diferentes estados de desarrollo y conservación (CONAF, 2013). La Isla Grande es una de las zonas donde se encuentran parte de los remanentes de bosque adulto templado lluvioso inalterados de Sudamérica, debido a que posee sectores de difícil acceso en su costa sur en la cordillera de la costa.

Por otro lado, los bosques pertenecientes a las islas menores han mostrado un evidente grado de fragmentación, lo que también ha ocurrido debido al acondicionamiento para la ganadería, agricultura y degradación por extracción de leña, pero por su condición de islas de menor tamaño, estos procesos se ven probablemente incrementados. Tal es el consumo de leña, que solo en la provincia de Chiloé representa cerca de 672.390 m³ al año (Reyes *et al.*, 2022), lo que genera una magnitud de ventas aproximadamente 4,2 millones de USD/año (Neira & Bertin, 2009). Esto significa una constante e intensiva presión hacia los bosques nativos de dichas zonas.

Debido a la alta presión antrópica sobre los bosques es primordial disponer de información sobre el estado actual de ellos, para poder proceder a realizar acciones de recuperación de estos ecosistemas si fuese necesario. Asimismo, es importante disponer de información acerca de la superficie de matorrales, ya que esta representa un área sin uso, donde probablemente los pequeños propietarios van a tener mayor interés de restaurar, ya que no les resta superficie para cultivo o ganadería. Además, los matorrales en algunas ocasiones pueden contribuir a la restauración del bosque, debido a que, tanto árboles como arbustos modifican el microambiente debajo de su copa, ocasionalmente facilitando el establecimiento de plántulas de especies anuales y perennes propias de bosques (Godínez-Álvarez *et al.*, 2003).

La restauración del bosque nativo se hace relevante, ya que estos ecosistemas otorgan servicios ecosistémicos (SE), como la provisión de agua en cantidad y calidad, mantención de la fertilidad del suelo, regulación de condiciones microclimáticas, fijación de carbono, aporte de belleza escénica, entre otros. Estos servicios son claves para el desarrollo económico y bienestar de la sociedad (Constanza *et al.*, 1997), sin embargo, se ha evidenciado una disminución en su oferta, particularmente en la diversidad biológica (Echeverría *et al.*, 2006) y en la provisión de agua en calidad y cantidad (Oyarzún *et al.*, 2007; Little *et al.*, 2008; 2009; Lara *et al.*, 2009), debido principalmente a la habilitación agropecuaria (Lara *et al.*, 2003, Echeverría *et al.*, 2006).

Actualmente no se conoce el estado de conservación de los bosques nativos en las islas menores, no tan solo de la provincia de Chiloé, sino que de toda la región de Los Lagos; tampoco se conoce su estado en las cuencas más pobladas de estas islas. El objetivo general de este estudio es evaluar el estado de conservación de los bosques nativos en las islas menores de la región de Los Lagos, incluyendo tanto las islas de las provincias de Chiloé, Llanquihue y Palena. Los objetivos secundarios son: (a) caracterizar la estructura y composición de especies leñosas en bosques y matorrales de las islas menores de la región de Los Lagos; (b) determinar el grado de fragmentación actual en que se encuentran los bosques nativos

en dichas islas y (c) describir los bosques presentes en las cuencas con mayor población humana en el área de estudio, incluyendo las islas Lemuy, Puluqui y Quinchao. Con base en los resultados, se analizan las principales implicancias para la restauración de ecosistemas en las islas menores y se presentan antecedentes para establecer prioridades de restauración en ellas.

MATERIAL Y MÉTODO

Área de Estudio

El estudio se realizó en las islas de los archipiélagos de Chiloé (exceptuando la Isla Grande de Chiloé), Calbuco y las islas de la provincia de Palena, es decir, todas las islas denominadas “menores” (**Figura 1**) en la región de Los Lagos, ubicadas aproximadamente entre los paralelos 41°29'S y 43°27'S. El área de estudio corresponde a un macrobioclima templado, con un ombrotipo hiperhúmedo y fermotipo supratemplado (Luebert & Plissock, 2017), que posee un clima templado lluvioso y clima templado lluvioso con leve sequedad estival (Sarricolea, 2017), dentro de los cuales las condiciones microclimáticas son muy diversas. Según datos de la red de estaciones agrometeorológicas (INIA, 2023), en los últimos 5 años las islas más cercanas a Chiloé presentan una temperatura del aire media de 11°C y una precipitación acumulada media anual de 1.225,9 mm (estación Isla Chelín, Castro); las islas cercanas a Puerto Montt poseen una temperatura media de 11,7°C y una precipitación de 868,6 mm (estación Escuela Marisol, Puerto Montt); y las islas más cercanas a Chaitén poseen una temperatura de 10,6°C y una precipitación de 1.627,9 mm (estación Nueva Chaitén, Chaitén).

Los tipos de suelo presentes en el área de estudio corresponden a trumaos, ñadis y turberas (Thiers *et al.*, 2014). Específicamente, los de la zona norte y centro del área corresponden a suelo de origen fluvio-glacial con suelos delgados, ácidos, textura franco-arcillosa y un horizonte gley (Bannister *et al.*, 2017). En cambio, los suelos del extremo sur son sitios muy húmedos, derivados de roca metamórfica, de mal drenaje, en los que dominan los procesos de gleyzación, y en su mayoría son delgados (30-100 cm). Los suelos contienen bastante materia orgánica y son muy ácidos (Cruz & Lara, 1981; Bannister, 2004).

Bases de Datos y Criterios de Análisis

Del total de islas menores en el área de estudio, se excluyó a aquellas sin información de recursos vegetacionales (generalmente con superficies menores a 100 m²), resultando un total de 115 islas evaluadas. Como base de datos se utilizó la capa vectorial de las provincias de Chile de la Infraestructura de Datos Geoespaciales (IDE; <http://www.ide.cl>) y la base de datos cartográficos del catastro y evaluación de los recursos vegetacionales nativos de Chile para la región de Los Lagos (CONAF, 2013), las cuales fueron procesadas en el software QGIS Madeira 3.4.14, en adelante solo QGIS. Asimismo, se utilizó el censo poblacional de 2017, a nivel de entidades y manzanas.

Para los análisis de fragmentación se utilizaron 66 islas, debido a que estas presentaron algún grado de fragmentación (al menos dos parches de bosque).

Caracterización del Estado Actual de los Bosques Nativos de las Islas Menores de la Región de Los Lagos, en Términos de Estructura y Composición de Especies Arbóreas

Para caracterizar los bosques de las 115 islas seleccionadas, estas se agruparon en cuatro cuartiles (Q1, Q2, Q3, Q4), según su superficie. Cada cuartil quedó compuesto por 28 a 29 islas (**Cuadro 1**). El primer cuartil correspondió a las superficies más pequeñas y el cuarto a las más grandes. Para estimar la superficie de cada uso de suelo por cuartil se sumaron las hectáreas ocupadas por cada uso de suelo de las islas que componen cada cuartil y se procedió a calcular su proporción según la superficie total del cuartil respectivo.

Para caracterizar el estado del bosque en las islas, se reagruparon las categorías de estructura de bosque, resultando cuatro categorías: (i) bosque adulto (incluye bosques achaparrados); (ii), bosque adulto-renoval; (iii) renoval; y (iv) plantaciones (incluyen todas las plantaciones y bosques mixtos con plantaciones

asilvestradas). Para analizar el estado del bosque en toda el área de estudio, se calculó la proporción de cada estructura de bosque con respecto a la superficie total de bosque de todas las islas. Asimismo, para cuantificar la proporción de cada estructura de bosque en cada cuartil, se sumó la superficie de cada estructura para cada cuartil y se calculó su proporción con respecto a las superficies totales de bosque del mismo cuartil.

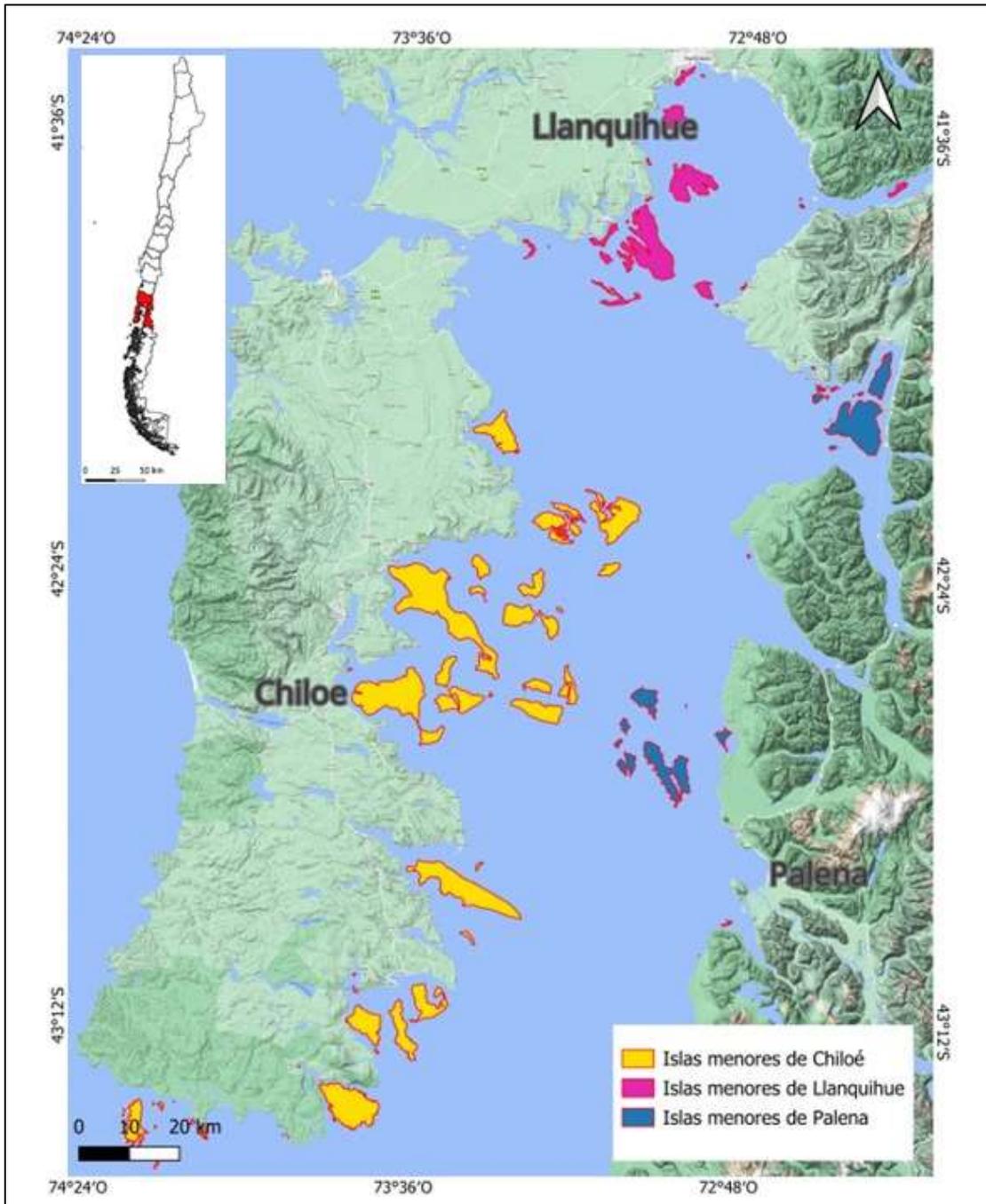


Figura 1. Área de estudio en la región de Los Lagos, correspondiente a 115 islas menores distribuidas en las provincias de Chiloé, Llanquihue y Palena. Al lado izquierdo se observa la ubicación de la región de Los Lagos en Chile.

Para determinar grupos de islas con composición florística semejante, se clasificó una matriz de sitios x especies, en la que cada sitio correspondió a una isla, y las especies correspondieron a las plantas arbóreas de los bosques nativos (datos presencia y ausencia). Inicialmente, la matriz estuvo compuesta por 115 islas y 30 especies, pero esta se redujo a 28 especies, después de eliminar a aquellas especies presentes en menos del 5% de los sitios. A partir de esta matriz depurada se realizó un dendrograma, aplicando el método de unión de Ward y distancia Euclídeana (McCune & Grace, 2002), clasificándose 3 grupos de vegetación forestal. También, para visualizar la estructura conjunta multivariada y la reducción de potenciales gradientes, se realizó una ordenación no paramétrica NMDS sobre la matriz, usando distancia Euclídeana en los datos de presencia y ausencia (Minchin, 1987). Estos análisis se realizaron en el software Past (v4.14). Además, se realizó una prueba PERMANOVA a 1 vía, para corroborar la significancia estadística en las diferencias entre los grupos determinados en el dendrograma (Clarke, 1993). Finalmente, se realizó un análisis de especies indicadoras (ISA) (De Cáceres *et al.*, 2010) con la matriz y los grupos definidos, para determinar especies diagnósticas dentro de cada grupo de vegetación. Esto se realizó en el software Past (v4.14).

Para visualizar la distribución espacial de los bosques nativos, separándolos por sus dos formaciones fisionómicas, es decir bosque valdiviano y norpatagónico (Bannister & Donoso, 2013), se realizó un mapa, donde a cada isla se le asignó un grupo según el análisis ISA, resultando tres categorías: (i) Bosque siempreverde valdiviano; (ii) Bosque norpatagónico; y (iii) Mezcla1 (presencia de especies dominantes del bosque norpatagónico y del bosque valdiviano).

Para caracterizar el uso de matorrales, se dividieron estos en dos categorías: matorral bajo y matorral arborescente. Para la categoría matorral bajo se consideró los subusos matorral y matorral-pradera de forma conjunta. En cuanto a la composición de las especies formadoras de esta cobertura de suelo, se consideró la categoría de dominancia 1 del catastro (especie principal).

Cuadro 1. Distribución en cuartiles de la superficie total de las 115 islas evaluadas en el análisis de estructura y composición del bosque.

Cuartil	N° islas	Superficie (ha)
Q1	29	99
Q2	29	659
Q3	28	7.328
Q4	29	96.952
Total	115	105.038

Fragmentación de los Bosques Nativos de las Islas Menores de la Región de Los Lagos

La fragmentación se analizó en el software QGIS, mediante la extensión LecoS, que permite calcular las métricas descriptivas de fragmentación a escala de paisaje (Jung, 2013). Para esto, se reclasificaron los usos de suelo en un sistema binario, donde el valor 1 correspondió a “bosques” y 2 a “otros usos”. Para analizar la fragmentación, a cada una de las 66 islas consideradas en este análisis se les calculó 16 métricas (**Cuadro 2**), usando estadística descriptiva. Para este efecto, las islas se agruparon en cuatro cuartiles, según su densidad poblacional (**Cuadro 3**), ya que se ha reportado que la presión antrópica es una causa de la fragmentación de los ecosistemas boscosos (Aguayo, 2001). El primer cuartil correspondió a densidades más bajas, mientras que el cuarto a densidades más altas.

Para evaluar la influencia de variables descriptivas de presión antrópica (i.e. porcentaje de praderas, porcentaje de matorrales, densidad poblacional) sobre las métricas de fragmentación, se realizó una ordenación multivariada NMDS en el software Past (v4.14), utilizando distancia Euclídeana. Se ingresaron dos tipos de variables: independientes y respuesta. Las variables independientes fueron las variables descriptivas de la presión antrópica en las islas, correspondientes a proporción de superficie de matorrales

(%), proporción de superficie de praderas (%) y proporción de la superficie conjunta de matorrales y praderas (%) con respecto a la superficie total de la isla, densidad poblacional (hab/ha) y superficie total de la isla (ha). Por otra parte, las variables respuesta correspondieron a las métricas de fragmentación. Estas últimas fueron estandarizadas ($\log x+1$), debido a la gran variabilidad de sus valores y unidades de medición diferentes entre variables. Este análisis exploratorio permite visualizar el patrón de relación entre dos matrices conjuntas e hipotetizar gradientes de influencia.

Respecto a la base de datos del censo de 2017, siete islas pertenecían a una entidad censal cuya superficie era levemente mayor a la de la isla, para estos casos se consideró la población de la entidad censal a la que pertenecían, ya que la entidad censal es la unidad muestral más pequeña. Asimismo, hubo cuatro islas que no tenían información censal, en este caso se observó la imagen satelital de Google Earth, y dado que no existen más de dos casas aisladas, se les asignó una población igual a cero.

Cuadro 2. Métricas de Fragmentación de Paisaje

Métrica	Código	Descripción acotada
Longitud de borde (m)	LB	Perímetro total de los parches
Densidad de borde (m/ha)	DB	Perímetro total / superficie total
Número de parches	NP	Número total de parches por isla
Área del parche más grande (ha)	PG	-
Área del parche más pequeño (ha)	PP	-
Media de superficie de parche (ha)	ME	-
Mediana de superficie de parche (ha)	MD	-
Densidad de parche (N de parches cada 100 ha)	DP	$(N \text{ parches} / \text{Superficie total de isla}) * 100$
Índice del parche más grande (%)	IG	Importancia del parche más grande. Cuando se acerca a 0 el parche más grande es cada vez más pequeño. Cuando es igual a 100 todo el paisaje consiste en un solo parche.
Índice de cohesión de parches (%)	IC	Aislamiento o cohesión. Cuando se acerca a 0 el bosque se vuelve más subdividido y menos conectado físicamente.
Índice de división de paisaje (%)	IP	Se aproxima a 0 cuando hay solo un parche presente y a 100 cuando todos los parches de una misma clase son células individuales (Jaeger, 2000).
Índice de división	ID	Fragmentación según N de parches
Tamaño de malla efectivo (ha)	IM	Es proporcional a la probabilidad de que dos puntos elegidos aleatoriamente en la región estén conectados. Esta probabilidad luego se convierte en el tamaño de un parche. Cuanto menor sea el tamaño efectivo de la malla, más fragmentado será el paisaje (EEA, 2001).
Índice de Shannon	SH	Diversidad de parches. Solo valores positivos. En bosques templados del sur de Chile se han registrado valores de 0,4 a 2,2 (Vidal <i>et al.</i> , 2011)

		y de 0,6 a 2,9 (Sandoval <i>et al.</i> , 2016). Valores cercanos a 0 baja diversidad, cercanos a 1 alta diversidad.
Índice de Shannon equitativo	SE	Diversidad de parches. Valores entre 0 y 1. Cercano a 0 baja diversidad, cercano a 1 alta diversidad.
Índice de Simpson	SI	Diversidad de parches. Valores entre 0 y 1. Cercano a 0, alta diversidad, cercano a 1 baja diversidad.

(Fuente: Banister *et al.*, 2020)

Cuadro 3. Distribución en cuartiles de la densidad poblacional total (personas/ha) de las 66 islas evaluadas en el análisis de fragmentación del bosque.

Cuartil	Nº Islas	Densidad poblacional (personas/ha)
Q1	16	0,01 (± 0,01)
Q2	17	0,14 (± 0,06)
Q3	17	0,40 (± 0,10)
Q4	16	1,66 (± 1,47)
Total	66	0,54 (± 0,96)

Caracterización de Bosques Nativos en las Cuencas de las Tres Islas con Mayor Población Humana: Lemuy, Puluqui y Quinchao

Se seleccionaron las tres islas con mejor acceso, mayor presión de uso y mayor población, correspondientes a Lemuy, Puluqui y Quinchao. Ellas pertenecen también al grupo de las cinco islas de mayor superficie (Travieso, 2020).

La delimitación de cuencas se realizó en el software SAGAS GIS 2.3.2, utilizando un modelo de elevación digital ALOS PALSAR DEM con resolución espacial 12,5 m. Finalmente, se caracterizó los bosques nativos de estas cuencas, donde también se cuantificó el porcentaje de bosque adulto para representar el bosque en buen estado de conservación. Para ambos análisis se eliminó los valores atípicos al momento de indicar la variabilidad en el gráfico.

RESULTADOS

Caracterización del estado actual de los bosques nativos de las islas menores de la región de Los Lagos, en términos de estructura y composición de especies arbóreas

De la superficie total de las islas (105.037 ha), la cobertura de suelo que domina es bosque, con 52.909 ha, lo que representa el 50%, seguido de praderas y matorrales, que poseen 48.844 ha (46,50%). Las 3.284 ha restantes corresponden a otros usos de suelo (3,13%). De la superficie de bosques, las islas de menor tamaño (cuartiles uno y dos) poseen menor proporción, con 0,12% (68 ha) y 0,77% (410 ha), respectivamente, del total de bosques en todos los cuartiles. En cambio, las islas de mayor tamaño (cuartil tres y cuatro) muestran mayor proporción de superficie de bosque, con 5% (2.496 ha) y 94% (49.934 ha)

de su total. Sin embargo, al comparar la proporción de bosques respecto a la superficie de cada cuartil, se observa que la proporción es mayor en las islas más pequeñas (cuartiles uno y dos) (69% y 61%, respectivamente), que en las más grandes (cuartiles tres y cuatro) (42% y 47%, respectivamente) (**Figura 2**).

En cuanto a praderas y matorrales (48.844 ha), las islas de mayor tamaño (cuartiles tres y cuatro) poseen mayor superficie de esta cobertura, con 4.335 y 44.279 ha, lo que representa 9% y 91%, respectivamente, del total de praderas y matorrales en todos los cuartiles. En contraste, las islas de menor tamaño (cuartil uno y dos) muestran menor superficie de praderas y matorrales, con 28 y 212 ha, representando 0,06% y 0,43%, respectivamente. Asimismo, al comparar la proporción de praderas y matorrales respecto a la superficie de cada cuartil, se observa que la proporción es mayor en las islas más grandes (cuartiles tres y cuatro) (52% y 50%, respectivamente), que en las más pequeñas (cuartiles uno y dos) (24% y 33%, respectivamente) (**Figura 2**).

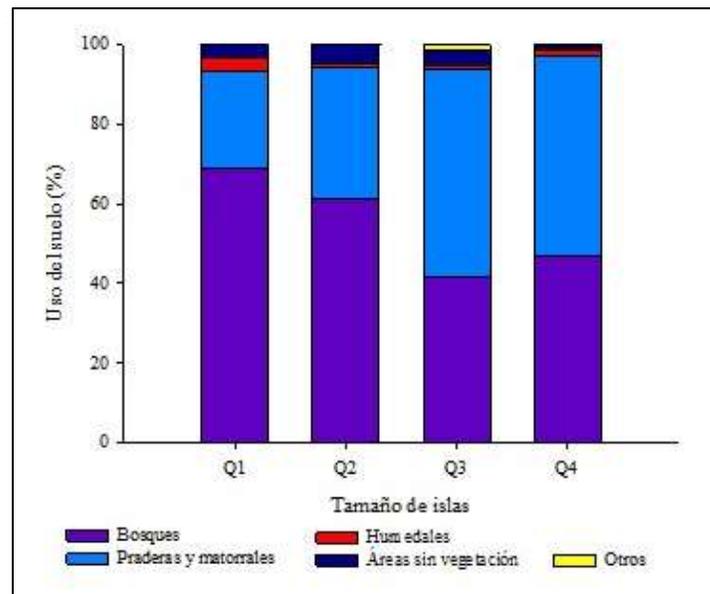


Figura 2. Proporción (%) de usos de suelo en relación a la superficie total de cada cuartil. Q: cuartil.

Respecto a la distribución del bosque en las islas, se observa que las islas más pequeñas (cuartil uno y dos) poseen menor superficie de bosque adulto, con 41 y 239 ha (**Cuadro 4**), lo que representa 0,2% y 1,4%, respectivamente, del total de bosque del área de estudio. En cambio, las islas más grandes (cuartil tres y cuatro) poseen mayor superficie de este bosque en buen estado de conservación, con 793 y 16.457 ha, representando 4,5% y 93,9% respectivamente, del total de bosque. Dicho esto, se puede afirmar que en el área de estudio el bosque adulto se encuentra albergado principalmente en las islas de los cuartiles tres y cuatro. Sin embargo, al considerar cada cuartil como una unidad, se observa que el cuartil uno y dos es donde se ha conservado mejor el bosque adulto, ya que poseen un 59% y 58% de bosque adulto respectivamente en relación al total de bosque del cuartil correspondiente, en comparación con el cuartil tres y cuatro, donde existe un 32% y un 33% de bosque adulto con respecto al total de bosque del cuartil respectivo (**Figura 3**).

La estructura renoval también posee mayor superficie en las islas más grandes (cuartil tres y cuatro) (1.116 y 29.293 ha, respectivamente; **Cuadro 4**), representando 3,7% y 95,8% con respecto al total de bosque del área de estudio. En contraste, las islas más pequeñas (cuartil uno y dos) poseen 20 y 142 ha (0,07% y 0,5%). Al contabilizar cada cuartil como una unidad se observa que en los cuartiles tres y cuatro es donde hay una mayor proporción de renoval según el total de bosque de cada cuartil, respectivamente, cubriendo

45% y 59%. Por otra parte, las islas más chicas tienen una menor proporción de renoval, siendo un 29% y 35% con respecto al total de bosque de los cuartiles uno y dos, respectivamente (**Figura 3**).

Cuadro 4. Distribución en cuartiles de la superficie de bosque (ha), desglosada por estructura (adulto, adulto renoval, renoval y plantación).

Cuartil	Adulto	Adulto-Renoval	Renoval	Plantaciones
Q1	41	8	20	0
Q2	239	29	142	0
Q3	793	567	1.116	20
Q4	16.457	4.151	29.293	34
Superficie Total	17.529	4.755	30.571	54

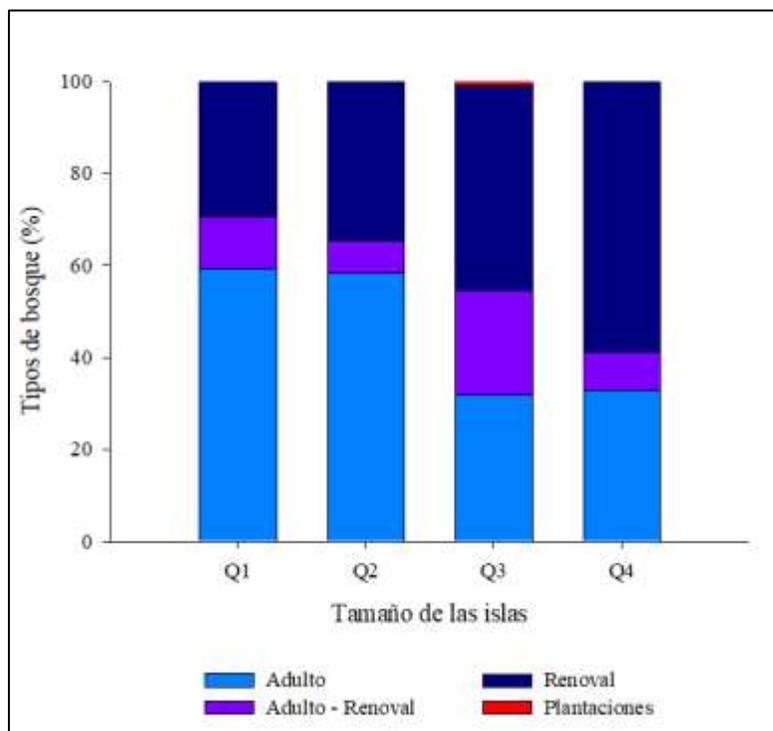


Figura 3. Proporción (%) de bosque para cuatro estructuras definidas (adulto, adulto renoval, renoval y plantación) en relación al total de bosque para cada cuartil. Q: cuartil.

El dendrograma permitió determinar tres grupos de islas con composición arbórea diferente (**Figura 4a**), mientras que el escalamiento multidimensional no métrico (NMDS) mostró un claro gradiente en el eje principal x ($R^2= 0,66$), que evidencia la distribución de los diferentes grupos, con una muy baja superposición de sus unidades de muestreo (**Figura 4b**). Además, cabe mencionar que el grupo uno y tres son los más diferentes en cuanto a su composición de especies, dando cuenta de un posible gradiente de precipitación, con especies como *Myrceugenia exsucca*, *M. planipes*, *Maytenus boaria* y *Amomyrtus meli* en el extremo negativo del gradiente principal, probablemente más seco. En el extremo positivo del mismo gradiente en tanto, se incluyen especies como *Pilgerodendron uviferum*, *Podocarpus nubigena*, *Nothofagus*

betuloides y *Saxegothaea conspicua*. Por otro lado, el segundo eje principal ($R^2= 0,16$) es de más difícil interpretación debido a la baja varianza explicada en el mismo.

El análisis de especies indicadoras, permitió diferenciar árboles diagnósticos entre los diferentes bosques nativos de las islas. El grupo uno presenta una mayor riqueza de especies diagnósticas, aquí las especies arbóreas significativas son representativas del bosque siempreverde valdiviano (**Cuadro 5; Figura 4**), dominando *Nothofagus dombeyi* (Mirb.) Oerst. y *Eucryphia cordifolia* Cav. con valores indicadores de 62,36 y 64,66, respectivamente. Por otro lado, el grupo dos, al igual que el grupo tres tienen una menor riqueza en especies. Este último tiene una composición de especies significativas características del bosque norpatagónico, donde dominan *Nothofagus nitida* (Phil.) Krasser y *Podocarpus nubigena* Lindl con valores indicadores de 35,36 y 30,54 respectivamente (**Cuadro 5**). El grupo dos se caracteriza por poseer especies que representan una mezcla de las especies del grupo uno (bosque valdiviano) y del grupo tres (bosque norpatagónico), dando cuenta de bosques ecotonales.

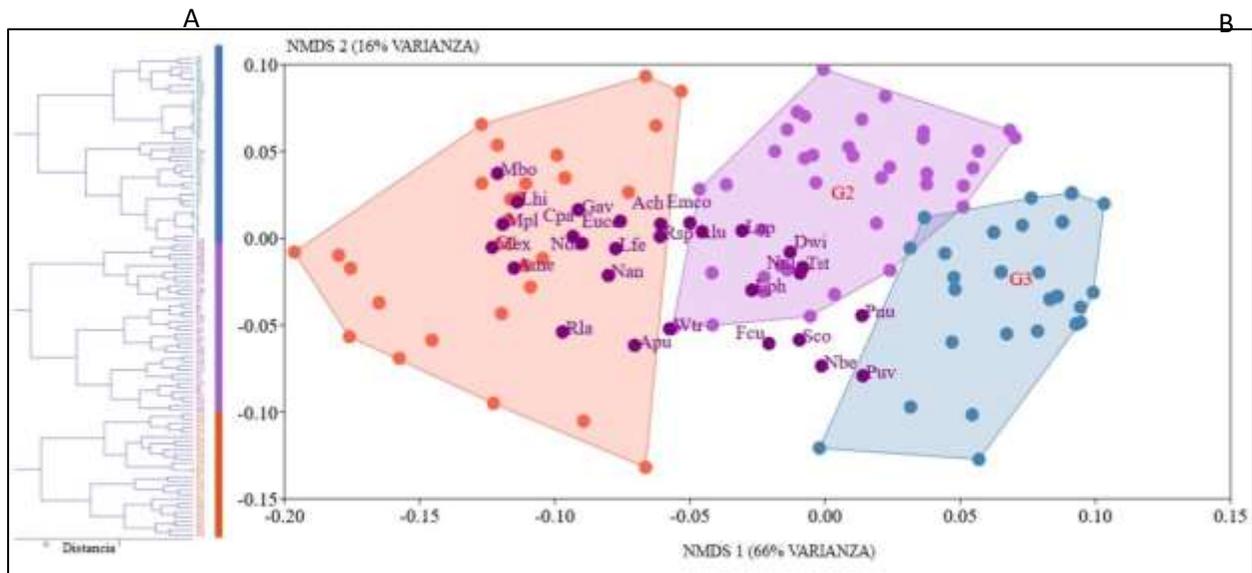


Figura 4. Grupos de especies. A) Dendrograma de islas según su composición de especies, y B) análisis de escalamiento no métrico multidimensional (NMDS) de las islas menores según su composición de especies. Color rosado: grupo uno, color morado: grupo dos, y color azul: grupo tres. Círculos sin siglas: islas. Círculos con siglas: Ach: *Aristotelia chilensis* (Molina) Stuntz, Apu: *Aextoxicum punctatum* Ruiz & Pav., Alu: *Amomyrtus luma* (Molina) D. Legrand & Kaus, Ame: *Amomyrtus meli* (Phil.) D. Legrand & Kausel, Cpa: *Caldcluvia paniculata* (Cav.) D. Don, Dwi: *Drimys winteri* J.R. Forst. & G. Forst. var. *winteri*, Emco: *Embothrium coccineum* J.R. Forst. & G. Forst, Euc: *Eucryphia cordifolia* Cav., Gav: *Gevuina avellana* Molina, Lph: *Laurelia philippiana* (Looser) Schodde, Lfe: *Lomatia ferruginea* (Cav.) R. Br. *Lomatia hirsuta* (Lam.) Diels, Lap: *Luma apiculata* (DC.) Burret, Mbo: *Maytenus boaria* Molina, Mex: *Myrceugenia exsucca* (DC.) O. Berg, Mpl: *Myrceugenia planipes* (Hook. & Arn.) O. Berg, Nan: *Nothofagus antarctica* (G. Forst.) Oerst., Ndo: *Nothofagus dombeyi* (Mirb.) Oerst., Nni: *Nothofagus nitida* (Phil.) Krasser, Pnu: *Podocarpus nubigena* Lindl., Puv: *Pilgerodendron uviferum* (D. Don) Florin. Rla: *Raukua laetevirens* (Gay) Frodin, Rsp: *Rhaphithamnus spinosus* (Juss.) Moldenke, Sco: *Saxegothaea conspicua* Lindl., Tpu: *Tepualia stipularis* (Hook. & Arn.) Griseb., Wtr: *Weinmannia trichosperma* Cav.

De los bosques nativos presentes en las islas menores de las tres provincias, los que poseen mayor superficie corresponden a los bosques siempreverdes valdivianos y mezclados (este último posee especies del bosque siempreverde valdiviano y norpatagónico), con 49.984 y 50.582 ha, lo que representa el 35% (cada uno) del total de bosques, respectivamente. En cambio, los bosques norpatagónicos muestran una superficie de 44.244 ha, lo que representa 31% del total de bosques nativos. En cuanto a la ubicación de estos, el bosque siempreverde valdiviano se encuentra cubriendo casi por completo el área de estudio. En cambio, el bosque de tipo nortapagónico se ubica principalmente en la zona sur-oeste, es decir, al sur de los 43° S y cercano a los 74°W (**Figura 5**).

Cuadro 5. Análisis indicador de especies (ISA) en los *clusters* identificados según composición de especies. Las especies presentes corresponden a aquellas que tuvieron valores significativos en al menos uno de los tres grupos.

Especies	Grupo 1	Grupo 2	Grupo 3
<i>Aextoxicum punctatum</i>	22,25**	0	4,40
<i>Amomyrtus luma</i>	51,12***	31,86**	1,42
<i>Amomyrtus meli</i>	31,13***	0,68	0
<i>Aristotelia chilensis</i>	57,74***	27,03*	0,13
<i>Caldcluvia paniculata</i>	74,69***	0,63	0,23
<i>Drimys winteri</i>	39,16***	26,06	21,33
<i>Embothrium coccineum</i>	54,73***	25,62	1,12
<i>Eucryphia cordifolia</i>	64,66***	15,6	0
<i>Fitzroya cupressoides</i>	4,97	1,20	2,21
<i>Gevuina avellana</i>	67,16***	5,13	0
<i>Laurelia philipiana</i>	37,98***	6,14	16,88
<i>Lomatia ferruginea</i>	44,19***	9,57	0,22
<i>Lomatia hirsuta</i>	61,76***	0,10	0
<i>Luma apiculata</i>	43,39***	38,95***	5,54
<i>Maytenus boaria</i>	32,14***	0	0
<i>Myrceugenia exsucca</i>	55,87***	0,42	0
<i>Myrceugenia planipes</i>	47,5***	0,13	0
<i>Nothofagus antarctica</i>	29,86***	0,54	0,99
<i>Nothofagus betuloide</i>	3,57	0	3,57
<i>Nothofagus dombeyi</i>	62,36***	5,18	0,05
<i>Nothofagus nitida</i>	36,32**	8,08	35,36**
<i>Podocarpus nubigena</i>	6,37	3,46	30,54**
<i>Pilgerodendron uviferum</i>	3,86	0	12,19*
<i>Raukaua laetevirens</i>	17,53**	0	0,87
<i>Rhaphithamnus spinosus</i>	58,89***	19,74	0,83
<i>Saxegothaea conspicua</i>	16,63*	0,36	16,63*
<i>Tepualia stipularis</i>	31,64*	4,71	30,65*
<i>Weinmannia trichosperma</i>	26,44**	4,16	3,41

*: (p<0,05); **: (p<0,005); ***: (p<0,0005).

En las islas menores de la provincia de Chiloé los bosques siempreverdes que dominan son los de tipo valdiviano, con 26.346 ha (76% del total en las islas de Chiloé). Por otro lado, los de tipo norpatagónico poseen 8.151 ha (24%) y la mezcla, 196 ha (1%).

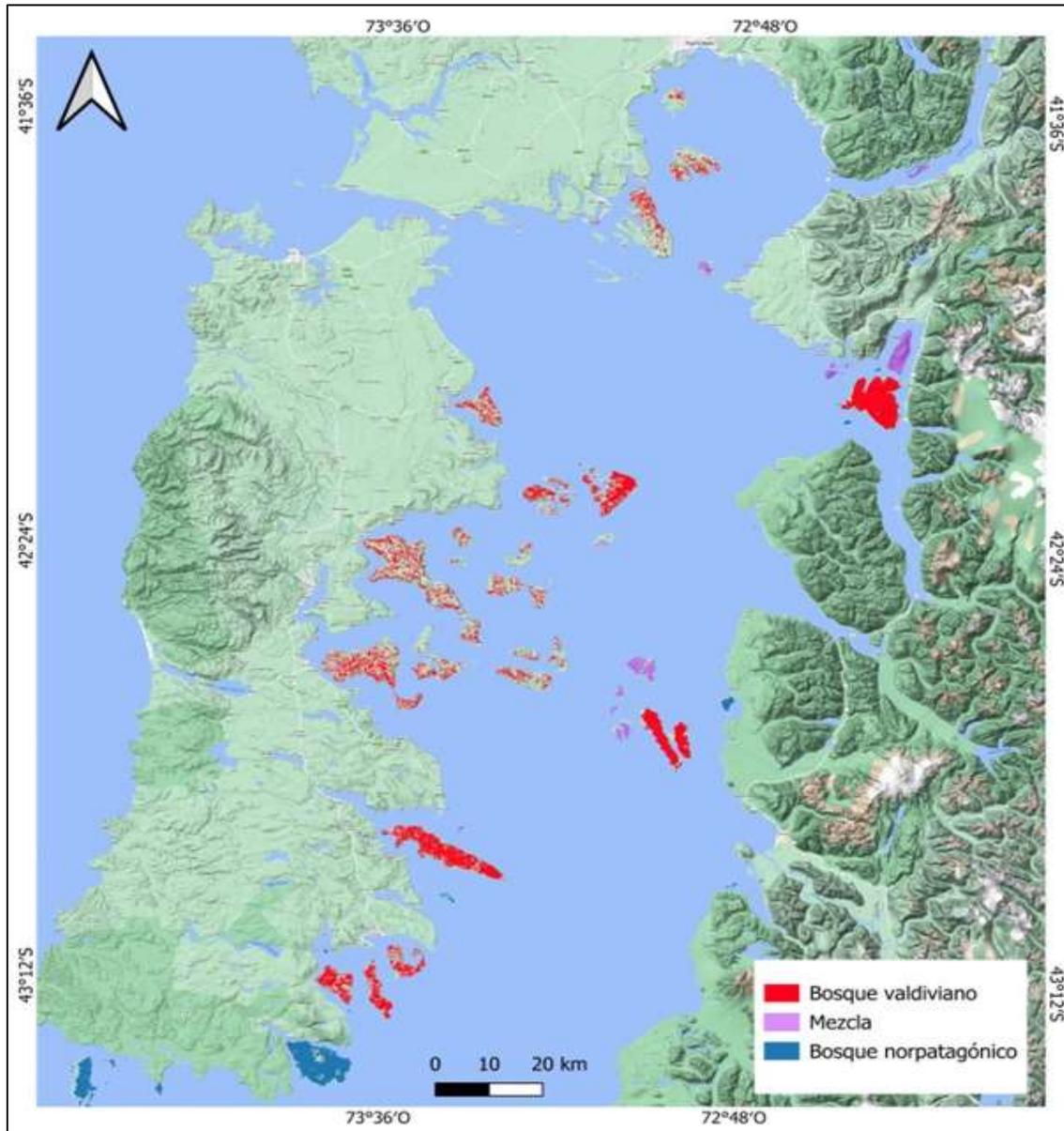


Figura 5. Distribución de los bosques nativos en las islas menores de la región de Los Lagos. “Mezclados” corresponde a bosques con presencia de especies dominantes del bosque valdiviano y norpatagónico.

El área de estudio posee 10.478 ha de matorrales, lo que representa el 10% de la superficie estudiada. De estos matorrales, un total de 5.411 ha corresponden a matorrales bajos, lo que representa el 5,15% de la superficie total de las islas. Esta superficie de matorrales bajos no está distribuida de forma homogénea en las islas. Las islas de mayor tamaño (cuartiles cuatro y tres) son las que presentan mayor superficie de esta cobertura de suelo, con 4.762 y 595 ha, respectivamente (**Cuadro 6**). Estos cuartiles presentan 4% (cada uno) de la superficie de sus islas con matorrales bajos (mediana) (**Figura 6A**), en donde el cuartil cuatro posee islas con hasta 10% de su superficie con matorral bajo, y el cuartil tres con hasta 21%. Por

otra parte, las islas de menor tamaño (cuartiles uno y dos) mostraron las menores superficies de este tipo de matorral (**Cuadro 6**), y no presentaron islas con porcentaje de esta cobertura de suelo.

Respecto a la superficie de matorral arborescente, esta fue similar a la de matorrales bajos, con 5.067 ha (4,82% de la superficie total de las islas), y siguió su misma tendencia de distribución en los cuartiles. Las islas más grandes (cuartiles cuatro y tres) son los que muestran mayor superficie, con 4.484 y 515 ha, respectivamente, en donde estos cuartiles presentan poco porcentaje de la superficie de sus islas con esta cobertura de suelo (4% y 3%, respectivamente; mediana) (**Figura 6A**).

En contraste, las islas más pequeñas (cuartiles uno y dos) muestran las superficies más bajas. Los cuartiles uno y dos no presentan islas con porcentaje de esta cobertura (mediana) (**Figura 6A**).

Por otro lado, solo 72 islas muestran matorrales (en general; matorral bajo y/o matorral arborescente), los que están compuestos principalmente por *Chusquea quila* (Kunth) y *Ulex europaeus* Linnaeus, con 2.480 y 1.595 ha en total, respectivamente. La superficie de estas especies en los cuartiles continúa la tendencia observada para los matorrales bajos y matorrales arborescentes, es decir, las islas de mayor tamaño (cuartiles cuatro y tres) muestran las mayores superficies, en contraste a las islas más pequeñas (cuartiles uno y dos).

Por una parte, las islas más grandes (cuartiles cuatro y tres) poseen 2.195 y 243 ha de *C. quila*, y 1.339 y 255 ha de *U. europaeus*, a diferencia de las islas de menor tamaño (cuartiles uno y dos), que muestran menores superficies, para ambas especies (**Cuadro 6**). Asimismo, las islas del cuartil superior (cuatro) poseen 19% (mediana) de su superficie de matorrales (general) con *C. quila*, mostrando una isla 66% de superficie de esta especie.

En cambio, las islas del cuartil uno, dos y tres no presentan superficie de este matorral. De estos cuartiles, cabe mencionar que las islas del cuartil dos poseen 21,4% de las islas con 100% de superficie de esta especie (**Figura 6B**).

Por otra parte, de la superficie de matorrales (en general) presentes en las islas del cuartil cuatro, el 8% (mediana) corresponde a *U. europaeus*, con un máximo de 53% para una isla. En contraste, los cuartiles uno, dos y tres no presentan superficie de esta especie (**Figura 6B**).

Cuadro 6. Distribución en cuartiles de la superficie de matorrales y especies de matorrales.

Cuartiles	Superficie matorrales (ha)		Superficie por especie (ha)	
	Matorral Bajo	Matorral Arborescente	<i>Ulex europaeus</i>	<i>Chusquea quila</i>
Q1	6	18	0	6
Q2	47	50	1	36
Q3	595	515	255	243
Q4	4.762	4.484	1.339	2195
Total	5.411	5.067	1.595	2.480

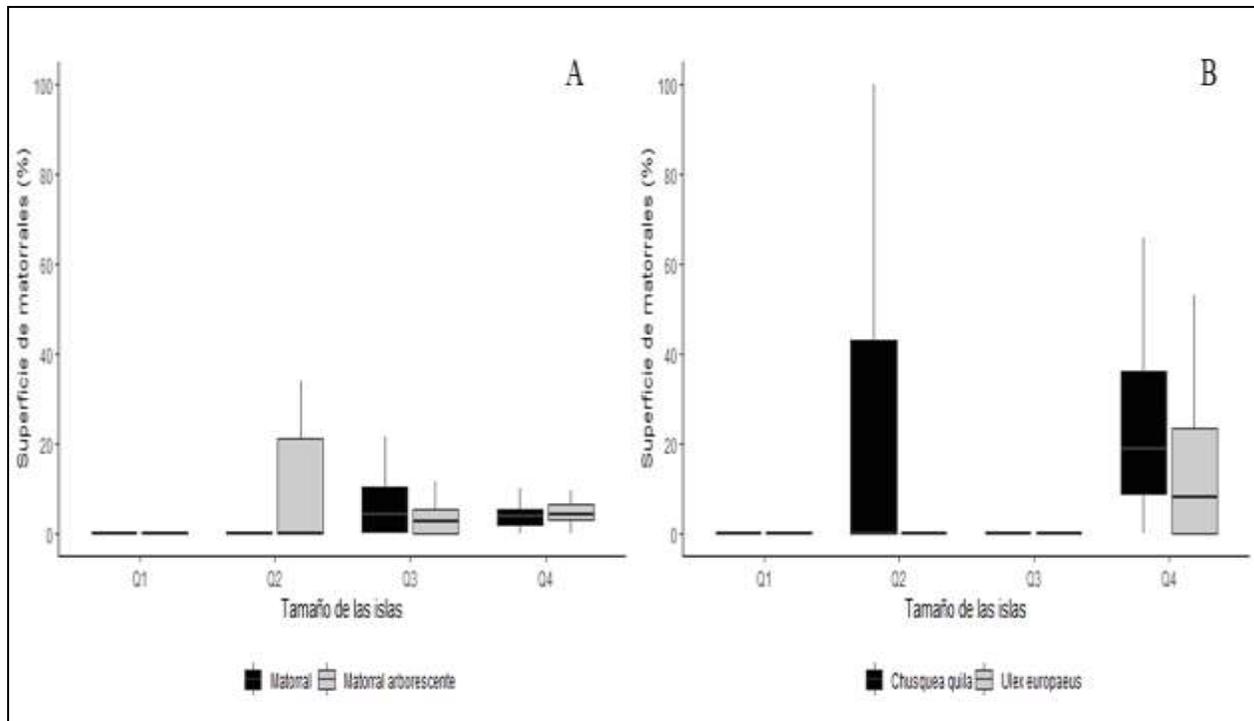


Figura 6. Distribución de superficie de matorrales en las islas. A) Superficie respecto a la superficie de cada isla, y para las categorías de matorral (barras negras) y matorral arborescente (barras grises). B) Superficie respecto a la superficie de matorrales de cada isla, y para las especies dominantes de matorrales: *U. europaeus* (barras negras) y *C. quila* (barras grises) para cada uno de los cuartiles.

Fragmentación de los Bosques Nativos de las Islas Menores de la Región de Los Lagos

Las islas con mayor densidad poblacional poseen parches más pequeños. El cuartil uno, que tiene una menor densidad poblacional, presenta parches de tamaños entre 349,32 y 1.475 ha, en cambio, el cuartil cuatro, con mayor población, posee parches con superficies entre 11,41 y 43,8 ha (**Cuadro 7**).

Asimismo, las islas más pobladas (cuartil cuatro) obtuvieron menores valores de tamaño efectivo de malla, y mayores valores en islas con menor población (cuartil uno), indicando que para este último existe una mayor probabilidad de que dos puntos aleatorios en un espacio estén conectados.

Por otra parte, el índice de división del paisaje mostró mayores valores para las islas con mayor población (cuartil tres y cuatro), en contraste a las islas menos pobladas (cuartil uno), representando 92%, 77%, y 41%, respectivamente.

Según lo mencionado, las islas con mayor densidad poblacional presentan mayor fragmentación que las islas menos pobladas.

Cuadro 7. Valores medios y desviación estándar (SD) de las métricas de fragmentación del paisaje, densidad poblacional y superficie total de todas las islas, segregadas por cuartiles según densidad poblacional. Q: Cuartil.

	Q1	Q2	Q3	Q4
Superficie total (ha)	1.859 (± 2.809)	1.592 (± 1.177)	1.784 (± 2.678)	1.056 (± 3.121)
Densidad poblacional	0,01 (± 0,01)	0,14 (± 0,06)	0,40 (± 0,10)	1,66 (± 1,47)
Longitud de borde (m)	56.010 (±110.149)	128.788 (±104.234)	143.948 (±243.141)	86.498 (±306.395)
Densidad de borde	0,01 (± 0,01)	0,01 (± 0,003)	0,01 (± 0,003)	0,01 (± 0,01)
Número de parches	4,19 (± 10,16)	31,41 (± 78,14)	40,94 (± 50,74)	34,31 (± 121,6)
Área del parche más grande (ha)	1.475 (± 2.232)	590 (± 702)	192 (± 353)	43,8 (± 83,4)
Área del parche más chico (ha)	349,32 (± 697,82)	30,95 (± 78,14)	14,46 (± 40,37)	11,41 (± 19,49)
Área media del parche (ha)	773,68 (± 1.156)	78,57 (± 91,60)	22,67 (± 38,27)	21,26 (± 24,42)
Área mediana del parche (ha)	765,08 (± 1.162)	32,52 (± 77,56)	17,25 (± 39,80)	13,16 (± 18,89)
División del paisaje	4,16 (± 6,73)	1,94 (± 1,99)	3,37 (± 3,47)	4,35 (± 5,56)
Índice del parche más grande (%)	72,91 (± 23,90)	42,15 (± 25,55)	17,02 (± 22,06)	34,68 (± 34,12)
Índice de cohesión del parche	9,52 (± 0,43)	9,81 (± 0,18)	9,56 (± 0,37)	9,24 (± 0,44)
Índice de división del paisaje	0,41 (± 0,31)	0,75 (± 0,20)	0,92 (± 0,19)	0,77 (± 0,30)
Índice de división	3,10 (± 3,67)	233,45 (± 869,1)	131,99 (± 144,97)	2.381 (± 6.596)
Tamaño efectivo de malla (ha)	1.254 (± 1.938)	341,73 (± 451,07)	39,49 (± 73,66)	16,90 (± 0,23)
Índice de Shannon	0,41 (± 0,22)	0,61 (± 0,12)	0,52 (± 0,13)	0,41 (± 0,23)
Índice de Shannon equitativo	0,60 (± 0,32)	0,87 (± 0,17)	0,75 (± 0,19)	0,59 (± 0,33)
Índice de Simpson	0,27 (± 0,17)	0,42 (± 0,10)	0,34 (± 0,11)	0,26 (± 0,18)

El NMDS (**Figura 7**) muestra que sus dos ejes representan 86% de la variabilidad, siendo el eje x el que abarca el mayor porcentaje de esto, con 70,7%. En este eje (x) se observa un patrón asociado a la densidad

poblacional, donde las islas menos pobladas se ubican hacia valores negativos (izquierda), y las islas más pobladas hacia valores positivos (derecha). Asimismo, se aprecia que las islas con mayor densidad poblacional poseen mayor proporción de matorrales y praderas, siendo este último el que tiene mayor influencia (**Figura 7**). Respecto a la relación entre fragmentación del bosque y presión antrópica, las métricas del paisaje Número de parche, Densidad de parche e Índice de división (métricas que incrementan su valor al aumentar la fragmentación) están relacionadas con las islas de mayor densidad poblacional, es decir, las islas más pobladas presentan valores más altos de estas métricas. Por otro lado, las métricas Área del parche más pequeño, Media de superficie de parche, Mediana de superficie de parche e Índice de malla efectivo (cuyo valor aumenta al disminuir la fragmentación) se encuentran relacionadas con las islas de menor densidad poblacional, es decir, las islas menos pobladas presentan valores más altos de dichas métricas. El eje y muestra un patrón asociado al tamaño de las islas, encontrándose las islas más pequeñas hacia la parte positiva del eje (arriba) y las islas más grandes hacia la parte negativa (abajo). Al relacionar esto con la densidad poblacional de cada isla se infiere que no existe una relación entre la densidad poblacional de la isla y su tamaño, puesto que hay islas de todos los tamaños en todos los cuartiles.

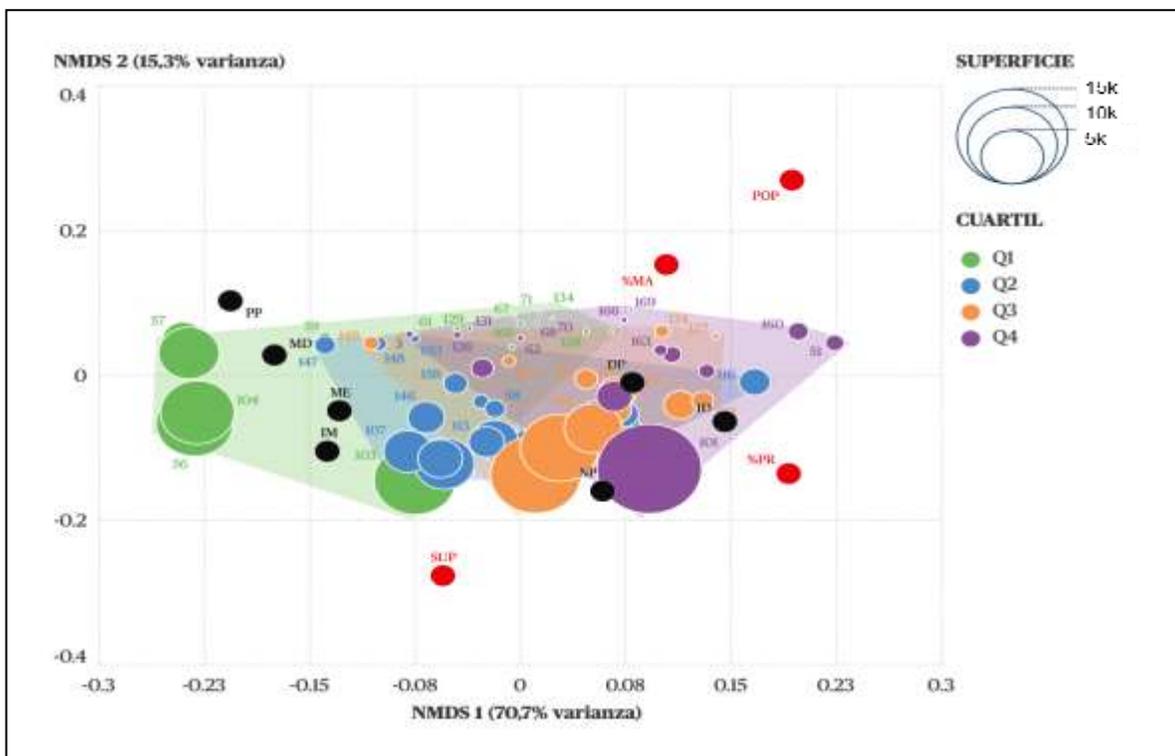


Figura 7. Ordenación multivariada NMDS de las métricas de fragmentación de bosques en islas menores de la región de Los Lagos. Cada círculo representa una isla, el número que lo acompaña corresponde al identificador de la isla (identificador del número de islas previo a realizar el filtro resultante en 115). El tamaño del círculo está directamente relacionado con la superficie total de la isla (ha) y los valores de referencia corresponden a 5k, 10K y 15K (5.000, 10.000 y 15.000 ha, respectivamente). El color de los círculos indica el cuartil al que pertenece, de acuerdo a la densidad poblacional. Las métricas de fragmentación están representadas con círculos negros y las siglas son LB: longitud de borde, DB: densidad de borde, NP: número de parches, PG: área del parche más grande, PP: área del parche más pequeño, ME: media de superficie de parche, MD: mediana de superficie de parche, DP: densidad de parche, IG: índice del parche más grande, IC: índice de cohesión de parches, IP: índice de división de paisaje, ID: índice de división, IM: índice de malla efectivo, SH: índice de Shannon, SE: índice de Shannon equitativo y SI: índice de Simpson. Las variables de presión antrópica están representadas por círculos rojos, las siglas son POP: densidad poblacional (hab/ha), %MA: proporción de matorrales respecto a la superficie total de la isla, %PR: proporción de praderas con respecto a la superficie total de la isla y SUP: superficie total de la isla (ha).

Caracterización de los Bosques de las Tres Islas con Mayor Población Humana: Lemuy, Puluqui y Quinchao

Las islas con mayor superficie de bosque nativo corresponden a Lemuy y Quinchao, con 3.538 y 3.376 ha, respectivamente, las que además muestran un mayor porcentaje de cuencas con bosque nativo, presentando 95% y 92%, respectivamente (**Figura 8A**). En cambio, la isla Puluqui posee 1.305 ha, y solo 64% de sus cuencas poseen esa cobertura de suelo.

Las cuencas de isla Lemuy poseen una superficie de bosque nativo entre 0 y 653 ha, y en promedio poseen un 37% (mediana) de su superficie con esta cobertura de suelo (**Figura 8B**). Por otra parte, las cuencas de isla Quinchao muestran una superficie de bosque nativo entre 0 y 493 ha, y en promedio poseen un 30% (mediana) de su superficie con esta cobertura de suelo. Por último, las cuencas de isla Puluqui presentan una superficie de bosque nativo entre 0 y 203 ha, y en promedio poseen un 9% (mediana) de su superficie con este (**Figura 8B**).

Respecto al bosque en buen estado de conservación (bosque nativo adulto), solo 0,74% de las cuencas poseen este tipo de bosque. Ellas corresponden a dos cuencas, una en la isla Puluqui (2 ha) y otra en isla Quinchao (6 ha), representando menos del 1% de este tipo de bosque en relación a la superficie total de cada una de las islas.

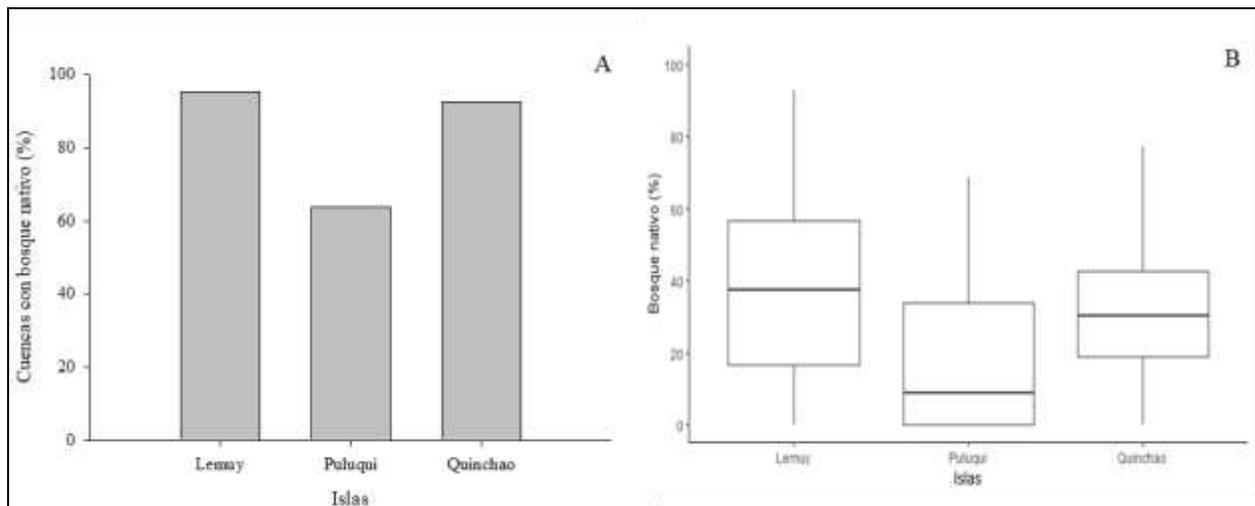


Figura 8. Distribución de bosque nativo en las cuencas de las islas Lemuy, Puluqui y Quinchao. (A) Cuencas con bosque nativo (%). (B) Superficie de bosque nativo respecto a la superficie total de cada una de las cuencas (%).

DISCUSIÓN Y CONCLUSIONES

Estado Actual de los Bosques Nativos de las Islas Menores de la Región de Los Lagos

Los resultados de este estudio indican que solo un 16% de la superficie total de las islas menores de la región de Los Lagos están en buen estado de conservación (bosque adulto). Si bien hay un poco más de 50 mil ha cubiertas por bosques (50% de la superficie total), esta superficie corresponde mayoritariamente a bosques degradados (67%; bosque adulto-renoval y renoval). Asimismo, este estudio determina que el bosque nativo se ha conservado mejor en las islas más pequeñas, ya que presentan una mayor proporción de bosque adulto, en cambio las islas más grandes muestran una mayor proporción de renoval, lo cual indica que el bosque ha sido más perturbado. Considerando que el bosque de las islas de mayor tamaño (ubicadas más cerca de la isla grande) ha sido más perturbado (debido a la dominancia de renovales), esto coincide con lo documentado por [Quintanilla & Matute \(2005\)](#), quienes señalan que las islas más cercanas a la costa oriental de la Isla Grande de Chiloé son las más intervenidas.

En cuanto a la composición de los bosques nativos, este es el primer estudio que clasifica los bosques de las islas menores a nivel local en cuanto a su composición de especies, resultando en grupos con especies representativas de los bosques valdivianos y norpatagónicos, siendo los primeros los más abundantes. Para las islas menores de Chiloé, los resultados concuerdan con lo señalado por Villagrán *et al.* (1986), quienes indicaron que estas islas presentan bosques con especies representativas del bosque siempreverde valdiviano. Sumado a esto, se ha indicado que el bosque siempreverde Valdiviano se encuentra aproximadamente en sectores del Norte y Este de la Isla Grande de Chiloé y sus islas del mar interior, en suelos con buen drenaje (frecuentemente trumaos), y en sedimentos marinos o cauces de ríos cercanos al mar bordeando las islas (Bannister *et al.*, 2018).

Por otra parte, respecto a la ubicación de los bosques siempreverdes norpatagónicos en las islas menores de Chiloé, el estudio contrasta con la literatura, ya que se ha reportado que este tipo de bosques se encuentran principalmente en la mitad sur del archipiélago, en sectores con suelos de poca profundidad, por ejemplo, ñadis o en suelos metamórficos con drenaje restringido (Bannister *et al.*, 2018). En cambio, en este estudio estos bosques se encuentran concentrados en una pequeña fracción de la zona sur. Esto se puede deber a las limitaciones de la base de datos utilizada en este estudio o a la escala utilizada en este. Eso sí, el ecotono entre los bosques valdivianos y norpatagónicos se observa aproximadamente en la zona sur de la isla grande de Chiloé, alrededor de los 43°S. Esto coincide con lo reportado por Bannister & Donoso (2013) para la isla de Chiloé, quienes mencionan que el ecotono entre estos dos tipos de bosques se aprecia aproximadamente en el centro de Chiloé (43° S), y mencionan que, a su vez, dicho resultado reafirma el límite indicado por otros autores (Veblen *et al.*, 1983, Veblen & Alaback, 1995).

Si bien las islas presentan poco porcentaje de matorrales bajos y matorrales arborescentes (en total existen 10.478 ha de matorrales, lo que representa un 10% del total de la superficie de las islas), estos sitios representan áreas disponibles, sin uso por parte de las personas, pudiendo ser utilizados para comenzar acciones de restauración. Algunos de estos matorrales, y dependiendo de la especie dominante, podrían contribuir a la restauración del bosque nativo mediante su efecto nodriza, ya que, tanto árboles como arbustos modifican el microambiente debajo de su copa, facilitando el establecimiento de plántulas de especies anuales y perennes (Godínez-Álvarez *et al.*, 2003). Específicamente, para el archipiélago de Chiloé se ha reportado que algunos matorrales secundarios (*i.e.* *Baccharis sp.* y *Sticherus sp.*) pueden otorgar una gran ayuda para la restauración de ecosistemas forestales (Bannister *et al.*, 2018). Por otra parte, otros matorrales de las islas menores pueden contribuir a la restauración luego de una preparación de sitio, como por ejemplo aquellas superficies compuestas por *U. europaeus* y *C. quila*, especies que conforman gran parte del matorral presente en estas islas. Se ha reportado que estas especies compiten con la regeneración natural del bosque (Schlegel *et al.*, 2022). En las provincias de Chiloé y Llanquihue, el denso sotobosque de quila es producto de actividades como floreo (extracción de los mejores árboles), producción de leña, quema y uso del bosque para el pastoreo de animales, provocando renovales siempreverdes degradados (Bannister *et al.*, 2018; Schlegel *et al.*, 2022). *Chusquea quila*, inhibe la regeneración de especies arbóreas, obstaculizando el desarrollo, continuidad del bosque (Bannister *et al.*, 2018; González *et al.*, 2002; Bannister *et al.*, 2021), y es un elemento clave en la dinámica sucesional de las especies arbóreas, debido a su rápida colonización y densa cobertura (Veblen 1982, Armesto *et al.*, 1996; Veblen *et al.*, 1996; 2005), siendo reconocida su importancia en ecosistemas boscosos (Veblen *et al.*, 1996). En aperturas del dosel, su cobertura puede provocar menor luminosidad que bajo el dosel cerrado del bosque, influyendo en gran medida en el éxito de establecimiento de las especies arbóreas (Lusk, 2001).

Por otra parte, *U. europaeus* es considerada una de las 100 peores especies invasoras del mundo (ISSG, 2013), constituyendo un obstáculo crítico para la restauración de los ecosistemas nativos (D'Antonio & Meyerson, 2002); específicamente, las plantas invasoras se han transformado en un desafío global para la restauración (Hulme, 2006). Estas plantas invasoras cambian significativamente los regímenes de perturbación, como los incendios (Mack & D'Antonio, 1998), por lo que, en un contexto de cambio climático donde las condiciones de temperatura y humedad incrementarán la frecuencia, extensión e intensidad de los incendios forestales, la extensión de esta vegetación exótica puede agravar sus impactos sobre los ecosistemas naturales (González *et al.*, 2022). Esta especie puede cambiar significativamente la diversidad de especies nativas y afecta sectores económicos (Christina *et al.*, 2020; Hornoy *et al.*, 2013), como también tiene impactos en la regeneración natural (Baret *et al.*, 2006), debido a que puede dificultar a otras

especies de plantas al generar bastante hojarasca y un denso dosel (Egunjobi, 1971; Anderson & Anderson, 2009).

La fragmentación de gran parte de las islas menores está relacionada con la historia de uso. La disminución de la superficie de bosques tuvo su inicio con la llegada de la colonización española en el siglo XVI, quienes mediante tala y roce habilitaron sitios para desarrollar actividades agrícolas y ganaderas (Quintanilla & Matute, 2005). De acuerdo a Bravo (2004), en las últimas décadas las islas menores están en un proceso de globalización.

De manera visual, las islas al norte del área de estudio mostraron mayor fragmentación, lo que concuerda con Echeverría *et al.* (2008), quienes documentan que en los ecosistemas del norte de la isla Grande de Chiloé ocurren serios problemas de fragmentación y degradación, avanzando de manera paulatina hacia el sur, y abarcando gran parte del archipiélago en las últimas décadas.

Por otra parte, la mayor fragmentación de las islas a medida que aumenta la densidad poblacional (cuartil tres y cuatro), concuerda con lo obtenido por Taveira *et al.* (2022). Esto se explica por la actividad antrópica, que aumenta fuertemente la fragmentación del paisaje (García, 2011). De continuar este proceso de presión antrópica y fragmentación, los bosques remanentes podrían disminuir su capacidad para mantener su biodiversidad y procesos ecológicos originales (Echeverría *et al.*, 2007; Mamede *et al.*, 2019), por lo que es importante preservar y/o conservar los bosques en buen estado de conservación (bosques adultos) remanentes del área de estudio, particularmente en las islas más pequeñas, ya que presentan mayor proporción de bosque adulto.

Implicancias para la Restauración de los Bosques en las Islas Menores

Los bosques nativos otorgan servicios ecosistémicos (SE) claves, como la provisión de agua en cantidad y calidad, la mantención de la fertilidad del suelo, la regulación microclimática, la fijación de carbono y la belleza escénica. Los SE son claves para el crecimiento económico y el bienestar social (Constanza *et al.*, 1997).

Casi no queda bosque nativo en buen estado de conservación (solo 16% de bosque adulto) en las islas menores de la región de Los Lagos, lo que precisamente ha sido exacerbado por su condición de islas de pequeña superficie. A nivel de cuencas, esta disminución es una problemática que se observa en todo el sur de Chile, donde en varias cuencas han ocurrido fuertes procesos de cambio de uso del suelo, incluyendo la pérdida de bosques nativos (Echeverría *et al.*, 2006; Aguayo *et al.*, 2009; Echeverría *et al.*, 2012; Lara *et al.*, 2012; Altamirano *et al.*, 2013), y específicamente en sitios bajos de las cordilleras y de la depresión intermedia en la zona centro-sur, donde la principal pérdida de bosques ha ocurrido para los bosques adultos (Locher-Krause, 2017). Tal ha sido esta pérdida, que en las islas menores más pobladas, solo el 0,74% de sus cuencas presentan bosque adulto. En estas islas, dominan los renovales siempreverdes, para los cuales, se ha reportado procesos de degradación forestal que afectan su potencial para proveer servicios ecosistémicos (Schlegel *et al.*, 2022).

La reducción del bosque nativo, junto con la disminución de las precipitaciones, y consecuentemente de los caudales, además de la mayor demanda para los diversos usos (consumo humano, agricultura, generación eléctrica, acuicultura), han ocasionado que en las últimas tres a cuatro décadas empeore la escasez de agua en distintas zonas del centro y sur de Chile, reduciendo la provisión de agua en las cuencas (Lara *et al.*, 2009, Little *et al.*, 2009, Lara *et al.*, 2010). En la isla de Chiloé, las precipitaciones durante el período 1960-2016 disminuyeron en 5% (200 mm) por década (Garreaud *et al.*, 2013) y los modelos de simulación pronostican tendencias secas que aumentarán (Boisier *et al.*, 2018). En específico, el sector rural de la región de Los Lagos posee escasez hídrica que va en aumento, incrementando la cantidad de personas afectadas desde 18.164 a 60.088 entre 2013 y 2016, lo que ha aumentado el gasto del Estado desde \$42,9 millones de pesos a \$3.629,4 millones entre los años mencionados anteriormente (ONEMI, 2017).

En este contexto, la restauración de ecosistemas forestales debería ser una prioridad, siendo una necesidad urgente implementar una estrategia de restauración para este territorio. Los resultados de este

estudio indican que se debe fomentar la preservación y conservación de los últimos bosques adultos ubicados en las islas menores, como se ha hecho para algunos de ellos en la Isla Grande de Chiloé (Bannister & Donoso, 2013). Asimismo, fomentar el manejo de renovales y bosques degradados para diversos usos, ya que los bosques secundarios son una gran oportunidad para satisfacer las demandas de la sociedad. Además, en estos bosques se podría realizar silvicultura restaurativa para generar atributos de bosque adulto en ellos y producir funciones y servicios semejantes (Bauhus *et al.*, 2009). Particularmente para el Archipiélago de Chiloé, se ha reportado que la prioridad de restauración debiese orientarse a los ecosistemas forestales más degradados de las islas (Bannister *et al.*, 2013).

Lo anterior maximizaría los servicios ecosistémicos que pueden entregar estos bosques a la sociedad, ya que se han planteado diversas actividades para incrementar, por ejemplo, la provisión de agua en las cuencas, entre las que se encuentran realizar cambios en el tamaño de los rodales de bosque, en su composición y densidad, regular los usos del suelo existentes en una cuenca y su manejo (Lara *et al.*, 2009), cambiar prácticas de manejo del suelo (ejemplo: zanjas de infiltración para aumentar el almacenamiento de agua), mejorar actividades de cosecha forestal y la construcción de sus caminos (Donoso, 2009). Ante esto, Lara *et al.*, (2009) han reportado que solo un 10% de incremento en el porcentaje de bosque nativo de una cuenca, aumentaría un 14,1% los caudales de verano.

Esta estrategia debiera fomentar el establecimiento de plantaciones con especies nativas para aumentar la cobertura de bosques en las cuencas proveedoras de agua y por otro lado fomentar el establecimiento de plantaciones dendroenergéticas de especies nativas y exóticas para la obtención de leña, un producto forestal maderero muy importante para las comunidades que viven en este territorio.

REFERENCIAS

- Aguayo, M. (2001).** Uso de los sistemas de información geográfica como herramienta de análisis de fragmentación del bosque nativo. El caso de Biobío. *Bosque Nativo*, 2001(30): 8-13.
- Aguayo, M., Pauchard, A., Azocar, G. & Parra, O. (2009).** Cambio del uso del suelo en el centro sur de Chile a fines del siglo XX. Entendiendo la dinámica espacial y temporal del paisaje. *Rev. Chil. Historia. Nat.*, 2009(82): 361-374. <https://doi.org/10.4067/S0716-078X2009000300004>
- Altamirano, A., Aplín, P., Miranda, A., Cayuela, L., Algar, A.C. & Field, R. (2013).** High rates of forest loss and turnover obscured by classical landscape measures. *Applied Geography*, 2013(40): 199–211. <https://doi.org/10.1016/j.apgeog.2013.03.003>
- Altamirano, A., Miranda, A., Aplín, P., Carrasco, J., Catalán, G., Cayuela, L., Fuentes-Castillo, T. *et al.* (2020).** Natural forests loss and tree plantations: large-scale tree cover loss differentiation in a threatened biodiversity hotspot. *Environmental Research Letters*, 15(12): 124055.
- Clarke, K.R. (1993).** Non-parametric multivariate analyses of changes in community structure. *Australian Journal of Ecology*, N° 18. Pp: 117-143. <https://doi.org/10.1111/j.1442-9993.1993.tb00438.x>
- Anderson SAJ. & Anderson WR. (2009).** Predicting the elevated dead fine fuel moisture content in gorse (*Ulex europaeus* L.) shrub fuels. *Canadian Journal of Forest Research*, 39(12): 2355–2368. <https://doi.org/10.1139/X09-142>
- Armesto, J., Villagrán, C. & Arroyo, M. (1996).** *Ecología de los bosques nativos de Chile*. Editorial Universitaria, Santiago. 470 p.
- Bannister J. (2004).** Estado de conservación de *Pilgerodendron uviferum* (D. Don) Florin en el área norte de la Cordillera de Pirulil, Isla Grande de Chiloé, X Región. Trabajo de Titulación Ingeniero Forestal. Valdivia, Chile. Facultad de Ciencias Forestales, Universidad Austral de Chile. 49 p.
- Bannister, J.R. & Donoso, P.J. (2013).** Forest Typification to Characterize the Structure and Composition of Old-growth Evergreen Forests on Chiloe Island, North Patagonia (Chile). *Forests*, 2013(4): 1087–1105. <https://doi.org/10.3390/f4041087>

- Bannister J., González, ME., Little, C., Gutierrez, A.G., Donoso, P., Mujica, R., Müller-Using, S. et al. (2013).** Experiencias de restauración en los bosques nativos del sur de Chile: Una mirada desde la Isla Grande de Chiloé. *Revista Bosque Nativo*, N° 52. Pp: 35–43.
- Bannister J., Kremer, K., Carrasco-Farías, N. & Galindo, N. (2017).** Importance of structure for species richness and tree species regeneration niches in old-growth Patagonian swamp forests. *Forest Ecology and Management*, N° 401. Pp: 33-44. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2017.06.052> .
- Bannister, J.R., Kremer, K., Schlegel, B. & Carrasco-Farias, N. (2018).** Silvicultura para la restauración de ecosistemas forestales Norpatagónicos en la Isla Grande de Chiloé, Chile. En: Donoso, P., Promis, A. & Soto, D.P. (Eds). *Silvicultura en bosques nativos. Experiencias en silvicultura y restauración en Chile, Argentina y el oeste de Estados Unidos*. Pp: 215-231.
- Bannister, J.R., Urrutia-Jalabert, R., Travieso, G. & Galindo, N. (2020).** Estado de conservación de *Fitzroya cupressoides* en la región de Los Lagos, Chile. Desafíos para su conservación y restauración. *Ciencia & Investigación Forestal*, 26(2): 7-30. <https://doi.org/10.52904/0718-4646.2020.530>
- Bannister, J.R., Acevedo, M., Travieso, G. Holzc, A. & Galindo, M. (2021).** The influence of microsite conditions on early performance of planted *Nothofagus nitida* seedlings when restoring degraded coastal temperate rain forests. *Forest Ecology and Management*, N° 484 e118957. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2021.118957>
- Baret, S., Rouget, M., Richardson, D.M., Lavergne, C., Egoh, B., Dupont, J., & Strasberg, D. (2006).** Current distribution and potential extent of the most invasive alien plant species on La Réunion (Indian Ocean, Mascarene islands). *Austral Ecology*, N° 31. Pp: 747–758. <https://doi.org/10.1111/j.1442-9993.2006.01636.x>
- Bauhus, J., Puettmann, K. & Messier, C. (2009).** Silviculture for old-growth attributes. *Forest Ecology and Management*, N° 258. Pp: 525–537. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2009.01.053>
- Boisier, J.P., Alvarez-Garretón, C., Cordero, R.R., Damiani, A., Gallardo, L., Garreaud, R.D., Lambert, F. et al. (2018).** Anthropogenic drying in Central-Southern Chile evidenced by long-term observations and climate model simulations. *Elem. Sci. Anth.*, 6, 74. <https://doi.org/10.1525/elementa.328> .
- Bravo, M. (2004).** La cultura chilota y su expresión territorial en el contexto de la globalización de la economía. Memoria para optar al título profesional de geógrafo. Santiago: Universidad de Chile.
- Christina, M., Limbada, F. & Atlan, A. (2020).** Climatic niche shift of an invasive shrub (*Ulex europaeus*): a global scale comparison in native and introduced regions. *J. Plant Ecol.*, N° 13. Pp: 42–50. <https://doi.org/10.1093/jpe/rtz041>
- Clarke, K.R. (1993).** Non-parametric multivariate analyses of changes in community structure. *Australian Journal of Ecology* 18: 117–143. <https://doi.org/10.1111/j.1442-9993.1993.tb00438.x>
- CONAF (2013).** Catastro de los Recursos Vegetacionales, región de Los Lagos. Corporación Nacional Forestal. <https://simef.minagri.gob.cl/descargas>
- Costanza, R., D'Arge, R., de Groot, R., Farber, S., Grasso, M., Hannon, B., Limburg, K. et al. (1997).** The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature*, N° 387. Pp: 253-260. <https://doi.org/10.1038/387253a0>
- Cruz, G. & Lara, A. (1981).** Tipificación, cambio de estructura y normas de manejo para Ciprés de las Guaitecas (*Pilgerodendron uviferum* [D. Don] Florin) en la Isla Grande de Chiloé. Tesis Ingeniero Forestal. Santiago, Chile. Facultad de Ciencias Agrarias y Veterinarias, Universidad de Chile. 215 p.
- D'Antonio, C.M. & Meyerson, L.A. (2002).** Exotic plant species as problems and solutions in ecological restoration: A synthesis. *Restoration Ecology*, 10(4): 703– 713. <https://doi.org/10.1046/j.1526-100X.2002.01051.x>
- De Cáceres, M., Legendre, P. & Moretti, M. (2010).** Improving indicator species analysis by combining groups of sites. *Oikos*, N° 119. Pp: 1674-1684. <https://doi.org/10.1111/j.1600-0706.2010.18334.x>
- Donoso, P.J. (2009).** Tala rasa: implicancias y desafíos. Valdivia, Chile. Universidad Austral de Chile, Facultad de Ciencias Forestales. 98 p.
- Echeverría, C., Coomes, D., Salas, J., Rey Benayas, J., Lara, A. & Newton, A. (2006).** Rapid deforestation and fragmentation of Chilean temperate forests. *Biological Conservation*, N° 130. Pp: 481-494. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2006.01.017>

- Echeverría, C., Newton, A.C., Lara, A., Rey Benayas, J. & Coomes, D.A. (2007).** Impacts of forest fragmentation on species composition and forest structure in the temperate landscape of southern Chile. *Global Ecology and Biogeography*, N° 16. Pp: 426–439. <https://doi.org/10.1111/j.1466-8238.2007.00311.x>
- Echeverría, C., Coomes, D.A., Hall, M. & Newton, A.C. (2008).** Spatially explicit models to analyze forest loss and fragmentation between 1976 and 2020 in southern Chile. *Ecological Modelling*, N° 212. Pp: 439–449. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2007.10.045>
- Echeverría, C., Newton, A., Nahuelhual, L., Comes, D. & Rey-Benayas, J.M. (2012).** How landscapes change: Integration of spatial patterns and human processes in temperate landscapes of southern Chile. *Applied Geography*, N° 32. Pp: 822–831. <https://doi.org/10.1016/j.apgeog.2011.08.014>
- Echeverría, C., Gatica, P., Román, S., Bordeu, A. & Espinoza, C. (2021).** Más allá de la deforestación: Restauración ecológica de bosques nativos en el Parque Nacional Nonguén, Chile. Primera Edición. Universidad de Concepción. 123 p.
- Egunjobi, J.K. (1971).** Ecosystem processes in a stand of *Ulex europaeus* L.: I. Dry matter production, litter fall and efficiency of solar energy utilization. *J. Ecol.*, 59(1): 31–38. <https://doi.org/10.2307/2258449>
- EEA (2001).** Landscape fragmentation in Europe. Joint EEA-FOEN report No 2/2011 ISSN 1725-9177. European Environment Agency. <https://www.eea.europa.eu/publications/landscape-fragmentation-in-europe>
- García, D. (2011).** Efectos biológicos de la fragmentación de hábitats: nuevas aproximaciones para resolver un viejo problema. *Ecosistemas*, 20(2-3): 1–10.
- Garreaud, R., Lopez, P., Minvielle, M. & Rojas, M. (2013).** Large-scale control on the Patagonian climate. *Journal of Climate*, N° 26. Pp: 215–30. <https://doi.org/10.1175/JCLI-D-12-00001.1>
- Godínez-Álvarez H., Valverde T. & Ortega-Baes P. (2003).** Demographic trends in the Cactaceae. *The Botanical Review*, N° 69. Pp: 173–201. [https://doi.org/10.1663/0006-8101\(2003\)069\[0173:DTITC\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1663/0006-8101(2003)069[0173:DTITC]2.0.CO;2)
- González, M.E., Veblen, T.T., Donoso, C. & Valeria, L. (2002).** Tree regeneration responses in a lowland *Nothofagus* dominated forest after bamboo die-back in south-central Chile. *Plant Ecology*, N° 161. Pp: 59–73. <https://doi.org/10.1023/A:1020378822847>
- González, M., Galleguillos, M., Lopatin, J., Leal, C., Becerra-Rodas, C., Lara, A. & San Martín, J. (2022).** Surviving in a hostile landscape: *Nothofagus alessandrii* remnant forests threatened by mega-fires and exotic pine invasion in the coastal range of central Chile. *Oryx*, 57(2): 228–238. <https://doi.org/10.1017/S0030605322000102>
- Hornoy, B., Atlan, A., Roussel, V., Buckley, Y. & Tarayre, M. (2013).** Two colonisation stages generate two different patterns of genetic diversity within native and invasive ranges of *Ulex europaeus*. *Heredity*, N° 111. Pp: 355–363. <https://doi.org/10.1038/hdy.2013.53>
- Hulme, P.E. (2006).** Beyond control: Wider implications for the management of biological invasions. *Journal of Applied Ecology*, 43(5): 835–847. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2006.01227.x>
- INIA (2023).** Red Agrometeorológica INIA. Instituto de Investigaciones Agropecuarias.
- IPBES (2019).** Informe de Evaluación Global de IPBES sobre Biodiversidad y Servicios de los Ecosistemas. (Informe nro. 1). Plataforma Intergubernamental de Ciencia y Política sobre Biodiversidad y Servicios Ecosistémicos IPBES). Bonn, Alemania.
- ISSG (2013).** 100 of the World's Worst Invasive Alien Species. Global invasive species database. invasive species specialist group. Species survival commission. Auckland, New Zealand: International Union for Conservation of Nature. <http://www.issg.org/database/species/search.asp?st=100ss>
- Jaeger, J. A. (2000).** Landscape division, splitting index, and effective mesh size: new measures of landscape fragmentation. *Landscape Ecology*, 15(2): 115–130. <https://doi.org/10.1023/A:1008129329289>
- Jung, M. (2013).** LecoS - A QGIS plugin for automated landscape ecology analysis. *Ecological Informatics* N° 31. Pp: 18–21. <https://doi.org/10.1016/j.ecoinf.2015.11.006>
- Lara, A., Soto, D., Armesto, J., Donoso, P., Wernli, C., Nahuelhual, L. & Squeo, F. (2003).** Componentes científicos clave para una política nacional sobre usos, servicios y conservación de los bosques nativos chilenos. Valdivia, Chile. Universidad Austral de Chile. 134 p.

- Lara, A., Little, C., Urrutia, R., McPhee, J., Álvarez-Garretón, C., Oyarzún, C., Soto, D. *et al.* (2009). Assessment of ecosystem services as an opportunity for the conservation and management of native forests in Chile. *Forest Ecology and Management*, N° 258. Pp: 415-424. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2009.01.004>
- Lara, A., Reyes, R. & Urrutia, R. (2010). Bosques Nativos. En Informe País, Estado del Medio Ambiente en Chile 2008. Santiago, Chile. Instituto de Asuntos Públicos. Centro de Análisis de Políticas Públicas. Universidad de Chile. Pp: 126-171.
- Lara, A., Solari, Y.O., Del Rosario Prieto, M. & Peña, M.P. (2012). Reconstrucción de la cobertura de la vegetación y uso del suelo hacia 1550 y sus cambios a 2007 en la ecorregión de los bosques valdivianos lluviosos de Chile (35°–43°30' S). *Bosque*, N° 33. Pp: 13-23. <https://doi.org/10.4067/S0717-92002012000100002>
- Little, C., Soto, D., Lara, A. & Cuevas, J. (2008). Nitrogen exports at multiple-scales in a southern Chilean watershed (Patagonian Lakes district). *Biogeochemistry*, 87(3): 297-309. <https://doi.org/10.1007/s10533-008-9185-8>
- Little, C., Lara, A., McPhee, J. & Urrutia, R. (2009). Revealing the impact of forest exotic plantations on water yield in large scale watersheds in South-Central Chile. *Journal of Hydrology*, N° 374. Pp: 162-170. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2009.06.011>
- Locher-Krause, C., Volk, M., Walker, B. & Thonfeld, F. (2017). Expanding temporal resolution in landscape transformations: Insights from a landsat-based case study in Southern Chile. *Ecological Indicators*, N° 75. Pp: 132-144. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2016.12.036>
- Luebert, F. & Plischoff, P. (2017). Sinopsis bioclimática y vegetal de Chile. Segunda Edición. Editorial Universitaria.
- Lusk, C.K. (2001). When is a gap not a gap? Light levels and leaf area index in bamboo-filled gaps in a Chilean rain forest. *Gayana Botánica (Chile)*, N° 58. Pp: 25-30. <https://doi.org/10.4067/S0717-66432001000100003>
- Mack, M. C., & D'Antonio, C. M. (1998). Impacts of biological invasions on disturbance regimes. *Trends in Ecology and Evolution*, 13(5): 195–198. [https://doi.org/10.1016/S0169-5347\(97\)01286-X](https://doi.org/10.1016/S0169-5347(97)01286-X)
- Mamede, T., Caldas, W., Santos, M., dos Santos, R., Borges, A. & de Souza, C. (2019). Anthropic disturbances as the main driver of a semideciduous seasonal forest fragment in Minas Gerais. *Rodriguesia*, 70: e03352017. <https://doi.org/10.1590/2175-7860201970065>
- McCune B. & Grace J.B. (2002). Analysis of ecological communities. MjM Software Design. Oregon.
- Minchin, P.R. (1987). An evaluation of relative robustness of technics of ecological ordination. *Vegetation*, N° 69. Pp: 89-107. https://doi.org/10.1007/978-94-009-4061-1_9
- Neira, E. & Bertín, R.A. (2009). Hábitos del uso de la leña en Castro, Isla de Chiloé. *Revista Bosque Nativo* N°45. Pp: 3–8.
- ONEMI (2017). Informe final déficit hídrico regional temporada 2016 - Región de Los Lagos. Oficina Nacional de Emergencia del Ministerio del Interior y Seguridad Pública.
- Otero, L. (2006). La huella del fuego. Historia de los bosques nativos. Poblamiento y cambios en el paisaje del sur de Chile. Santiago, Chile. Pehuén. 171 p.
- Oyarzún, C., Aracena, C., Rutherford, P., Godoy, R. & Deschrijver, A. (2007). Effects of land use conversion from native forests to exotic plantations on nitrogen and phosphorus retention in catchments of southern Chile. *Water Air and Soil Pollution*, 179(1-4): 341-350. <https://doi.org/10.1007/s11270-006-9237-4>
- Quintanilla, V. & Matute, J. (2005). Retroceso y degradación del bosque nativo en una isla de la región de Chiloé: el caso de la isla Lemuy. *Revista de Geografía Norte Grande*, 2005(33): 113-130.
- Reyes, R., Sanhueza, R., Schueftan, A., (2022). Consumo de leña y otros biocombustibles sólidos en la región de Los Lagos: fuerte presión sobre bosques que crecen en suelos frágiles. En: Informes técnicos BES, Bosques - Energía - Sociedad, Año 8. N° 15. Diciembre 2022. Observatorio de los Combustibles Derivados de la Madera OCDM. Instituto Forestal, Chile. p. 35.
- Sandoval, V., Ramírez, C., San Martín, C., Vidal, O., Álvarez, M., Marticorena, A. & Pérez, Y. (2016). Diversidad vegetal en las cuencas de los ríos Baker y Pascua (Aisén, Patagonia Chilena). *Bosque*, 37(2): 243-253 <https://doi.org/10.4067/S0717-92002016000200003>

- Sarricolea P., Herrera, M.J. & Meseguer-Ruiz, O. (2017).** Climatic regionalization of continental Chile. *Journal of Maps*, 13(2): 66-73. <https://doi.org/10.1080/17445647.2016.1259592>
- Schlegel, B. Galindo, N. & Bannister, J. (2022).** Guía para la Restauración de Renovales Siempreverdes de Canelo en Chiloé. Instituto Forestal, Chile. Informe Técnico N°251. p. 22.
- Taveira, G., Beboulaz, R., Ramos, M., Lagos, X., Bergamino, L. & Inda, H. (2022).** Evaluación de la fragmentación del paisaje en la cuenca de la laguna costera Garzón, Uruguay. *INNOTEC* 23: e593. 19 p.
- Thiers, O., Reyes, J., Gerding, V. & Schlatter, J. (2014).** Suelos en Ecosistemas Forestales. En: Donoso, Z., González M. & Lara, A. *Ecología Forestal. Bases para el Manejo Sustentable y Conservación de los Bosques Nativos de Chile*. Chile. Universidad Austral de Chile. 167 p.
- Travieso, G. (2020).** Diagnóstico de recursos vegetacionales de los archipiélagos de Chiloé, Llanquihue y Palena. Informe final. 9 pp.
- Veblen, T. (1982).** Grow patterns of Chusquea bamboos in the understory of Chilean Nothofagus forests and their influences in forest dynamics. *Bulletin of the Torrey Botanical Club*, N° 109. Pp: 474-487. <https://doi.org/10.2307/2996488>
- Veblen, T.T., Schlegel, F. & Oltremari, J. (1983).** "Temperate broad leaved evergreen forests of SouthAmerica". In: Ovington, J.D. (Edit.). *Temperate broad-leaved evergreen forest*. Elsevier, Amsterdam. Pp: 5–31.
- Veblen, T.T. & Alaback, P.B. (1995).** A Comparative Review of Forest Dynamics and Disturbance in the Temperate Rainforests of North and South America. In: Lawford, R.G., Alaback, P.B. & Fuentes, E. (Eds). *High-Latitude Rainforests and Associated Ecosystems of the West Coast of the Americas. Climate, Hydrology, Ecology, and Conservation*; Springer Verlag: Nueva York, NY, EE.UU. Pp: 173-213.
- Veblen, T., Donoso, C., Kitzberger, T & Robertus, A.I. (1996).** Ecology of southern Chilean and Argentinean Nothofagus forests. En: Veblen, T., Hall, R.S. & Read, J. (Eds) *The ecology and biogeography of Nothofagus forest*: 293-353. Yale University Press, New Haven, Connecticut, USA.
- Veblen, T., Kitzberger, T. & Villalba, R. (2005).** Nuevos paradigmas en ecología y su influencia sobre el conocimiento de la dinámica de los bosques del sur de Argentina y Chile. En: Goya, J.F., Frangi, J.L. & Arturi, M.F. (Eds). *Ecología y manejo de bosques de Argentina*. Editorial de la Universidad Nacional de La Plata, La Plata, Argentina. Pp: 1-48.
- Vidal, O., Bannister, J.R., Sandoval, V., Pérez, Y. & Ramírez, C. (2011).** Woodland communities in the Chilean cold-temperate zone (Baker and Pascua basins): Floristic composition and morpho-ecological transition. *Gayana Botánica*, 68(2): 141-154. <https://doi.org/10.4067/S0717-66432011000200004>
- Villagrán, C., Armesto, J. & Leiva, R. (1986).** Recolonización postglacial de Chiloé insular: Evidencias basadas en la distribución geográfica y los modos de dispersión de la flora. *Revista Chilena de Historia Natural*, N° 59. Pp. 19-39.



ARTÍCULO

Anisotropía en velocidades de onda y módulos dinámicos determinados con ondas de esfuerzo en maderas mexicanas y japonesas.

Javier Ramón Sotomayor Castellanos^{1*} & Koji Adachi²

¹ Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo, México. madera999@yahoo.com

² Universidad Prefectoral de Akita, Japón.

*Autor para correspondencia

DOI: <https://doi.org/10.52904/0718-4646.2023.595>

Recibido: 23.11.2023; Aceptado 08.12.2023

RESUMEN

El objetivo de la investigación fue determinar las densidades, medir las velocidades de onda y calcular los módulos dinámicos en tres especies mexicanas: *Pinus pseudostrobus*, *Tabebuia rosea* y *Quercus scytophylla*; y tres especies japonesas: *Paulownia tomentosa*, *Cryptomeria japonica* y *Fagus crenata*, para estimar la anisotropía entre las direcciones longitudinal y tangencial. La unidad experimental consistió en seis muestras de 35 placas de cada una de las especies estudiadas. Se determinó la densidad de la madera y se realizó pruebas de ondas de esfuerzo en las direcciones longitudinal y tangencial. Las variables de respuesta fueron: la densidad, la velocidad tangencial y la longitudinal, el módulo tangencial y el longitudinal. Las magnitudes de las densidades de las maderas mexicanas y japonesas se distribuyen y varían en rangos similares. Las velocidades y módulos dinámicos de las seis especies indican magnitudes diferentes según las direcciones tangencial y longitudinal. Estos resultados confirman la universalidad del carácter anisotrópico en el comportamiento mecánico de la madera, independientemente de la especie y origen geográfico. La velocidad del ultrasonido y el módulo de elasticidad siguen un patrón anisotrópico que puede ser inferido con modelos teóricos y que se puede observar utilizando métodos no destructivos como las ondas de esfuerzo.

Palabras clave: *Cryptomeria japonica*, *Fagus crenata*, *Paulownia tomentosa*, *Pinus pseudostrobus*, *Quercus scytophylla*, *Tabebuia rosea*.

SUMMARY

The objective of the research was to determine densities and measure wave velocities and dynamic modules in three Mexican species: *Pinus pseudostrobus*, *Tabebuia rosea* and *Quercus scytophylla*; and in three Japanese species: *Paulownia tomentosa*, *Cryptomeria japonica* and *Fagus crenata*, to estimate anisotropy between the longitudinal and tangential directions. The experimental unit consisted of six samples of 35 plates corresponding to each of the six woods studied. Timber densities were determined, and stress wave tests were performed in the longitudinal and tangential directions. The response variables were density, tangential and longitudinal velocity, tangential and longitudinal modulus. The magnitudes of the densities of Mexican and Japanese woods are distributed and vary in similar ranges. The speeds and dynamic modules of the six species indicate different magnitudes according to the tangential and longitudinal directions. These results confirm the universality of the anisotropic character in the mechanical behavior of the wood, regardless of the species and geographical origin. The ultrasound velocity and the modulus of elasticity follow an anisotropic pattern that can be inferred with theoretical models and that can be observed using non-destructive methods such as stress waves.

Key words: *Cryptomeria japonica*, *Fagus crenata*, *Paulownia tomentosa*, *Pinus pseudostrobus*, *Quercus scytophylla*, *Tabebuia rosea*.

INTRODUCCIÓN

La magnitud del módulo de elasticidad y de la resistencia mecánica de la madera varía según las direcciones radial, tangencial y longitudinal, debido a que la madera es un material anisotrópico (Mascia & Vanalli, 2012). En una pieza de madera aserrada, estas direcciones son referidas al fuste del tronco de un árbol que puede ser modelado como un cilindro, lo que le confiere versatilidad para el diseño de productos no estructurales (muebles e instrumentos musicales). En productos estructurales (columnas y vigas), la colocación relativa de los elementos anatómicos de la madera, en diferentes combinaciones con sus direcciones de anisotropía, juega un papel importante para resistir solicitaciones de compresión y tensión (Breyer *et al.*, 2003). Por eso, en la fabricación de objetos de alto valor agregado, es necesario determinar sus características tecnológicas considerando el carácter anisotrópico (Nadir *et al.*, 2014). Esta caracterización encuentra también aplicación en el análisis numérico (Sonderegger *et al.*, 2013) y para la concepción de productos asistida por computador (Mackerle, 2005).

El comportamiento mecánico de la madera depende de su estructura anatómica (Guitard & Gachet, 2004; Hofstetter & Gamstedt, 2009) y de su composición química (Katz *et al.*, 2008; Longui *et al.*, 2012). Existe evidencia empírica de que la densidad es una propiedad común para predecir el módulo de elasticidad en muchas especies (Steiger & Arnold, 2009; Niklas & Spatz, 2010), aun cuando la densidad es independiente de la estructura anatómica de cada madera (Ziemińska *et al.*, 2015; Longo *et al.*, 2018) y del origen geográfico de crecimiento de la especie (Brémaud, 2012; Dlouhá *et al.*, 2012). Caso diferente es la velocidad de onda, mientras que De Oliveira & Sales (2006) refieren que esta aumenta proporcionalmente con la densidad, Del Menezzi *et al.* (2010) reportan bajas correlaciones entre ambas.

Las propiedades físicas de la madera están determinadas por cinco factores inherentes a su organización estructural (Tamarit & López, 2007; Richter, 2015; Ziemińska *et al.*, 2015; Rungwattana & Hietz, 2017; Vargas, 2017): (i) la cantidad de sustancia presente en la pared celular en un volumen dado; (ii) la cantidad de agua presente en la pared celular; (iii) la composición de los componentes primarios de la pared celular, así como la cantidad y naturaleza de las sustancias extraíbles presentes; (iv) el acomodo y orientación de los materiales de la pared celular en las células y en los tejidos; y (v) el tipo, tamaño, proporción y acomodo de las células que conforman el tejido leñoso. El primer factor se determina con el peso específico de la madera y proporciona el índice más útil para predecir el comportamiento físico de la madera. El segundo factor afecta el comportamiento físico de la madera, no solo a causa de que la adición de agua en la pared celular cambia su densidad y dimensiones, sino por el efecto de plasticidad y la transferencia de energía al interior de una pieza de madera. El tercer factor está relacionado con varias propiedades particulares de ciertos tipos de madera y la variación en el comportamiento cuantitativo esperado. Los dos últimos factores son la causa de grandes diferencias encontradas en la respuesta física de la madera con respecto a la orientación de la fibra o a la "dirección del grano", es decir, la propiedad de anisotropía de la madera.

La higroscopia y la heterogeneidad, además de su biodiversidad, originan una importante variedad de clases, tipos o calidades de madera, lo que dificulta el trabajo de ingeniería, que recomienda el empleo de materiales con características tecnológicas uniformes y estandarizadas (Smulski, 1997; Shmulsky y Jones, 2011; Felton *et al.*, 2017; Sandberg *et al.*, 2017). Como consecuencia, cuando se determina o define una cota mecánica, por ejemplo, el módulo de elasticidad, este parámetro debe ir acompañado por indicadores tales como el género y especie de que se trate, la densidad aparente y el contenido de humedad correspondiente.

El comportamiento mecánico de la madera denota un carácter anisotrópico (Xu *et al.*, 2014; Dackermann *et al.*, 2016; Malaga-Tobola *et al.*, 2019). Esta peculiaridad implica la variación en la magnitud de sus características de acuerdo con la dirección en las que se miden. De tal forma que se definen tres velocidades de onda según las diferentes direcciones del plano leñoso (Gonçalves *et al.*, 2014; Oh, 2017) y tres módulos dinámicos respectivos (Brémaud *et al.*, 2011; Se Golpayegani *et al.*, 2012).

Por otra parte, la estructura anatómica de la madera hace de ella un material heterogéneo, porque sus propiedades físicas son diferentes según el lugar del plano leñoso donde se evalúen (Guitard & Gachet, 2004). Esto hace que sea necesario observar la respuesta de piezas o probetas de madera con un volumen

elemental de materia con paralelepípedos con una geometría que mida al menos 0,02 m en cualquiera de sus aristas de la sección transversal (Hernández, 2007).

La hipótesis de trabajo de la investigación propone que las velocidades de onda y los módulos dinámicos presentan una anisotropía entre las direcciones longitudinal y tangencial, independientemente de la especie de que se trate. Para verificar este planteamiento teórico, el objetivo de la investigación fue determinar las densidades y medir las velocidades de onda y los módulos dinámicos, empleando ondas de esfuerzo, en tres especies mexicanas: *Pinus pseudostrobus*, *Tabebuia rosea* y *Quercus scytophylla*; y en tres especies japonesas: *Paulownia tomentosa*, *Cryptomeria japonica* y *Fagus crenata*, para así estimar las anisotropías entre las direcciones longitudinal y tangencial. Sin embargo, la validez de la propuesta está restringida al caso de estudio. Con excepción de los trabajos realizados por Sotomayor & Villaseñor (2017), no se encontraron investigaciones orientadas al estudio de la anisotropía de la madera con datos derivados de pruebas de ondas de esfuerzo.

MATERIALES Y MÉTODOS

Se prepararon grupos de 35 placas de madera de tres especies mexicanas: *P. pseudostrobus*, *T. rosea* y *Q. scytophylla* y de tres especies japonesas: *P. tomentosa*, *C. japonica* y *F. crenata*. Sus dimensiones fueron 0,01 m de espesor por 0,15 m de ancho y 0,15 m de largo, alineadas a las direcciones radial, tangencial y longitudinal del plano leñoso, respectivamente (Figura 1). Las placas se almacenaron en una cámara de acondicionamiento con temperatura de 20 °C (± 2 °C) y una humedad relativa del aire de 65% ($\pm 5\%$) hasta que se equilibró su contenido de humedad. El contenido de humedad se determinó con el método de diferencias de peso, adaptando la norma ISO 13061-1:2014 (International Organization for Standardization, 2014a). La densidad aparente de la madera se calculó con el cociente del peso de la madera y su volumen al momento del ensayo, adaptando la norma ISO 13061-2:2014 (International Organization for Standardization, 2014b).

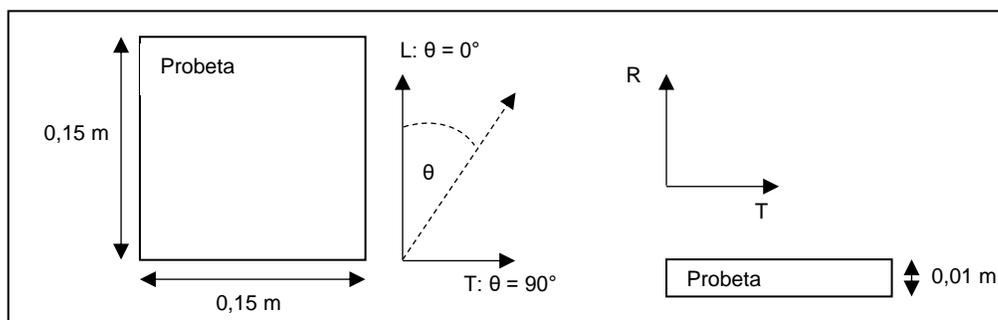


Figura 1. Referencial de las direcciones longitudinal (L) y tangencial (T). R = Dirección radial. Theta (θ) es el ángulo en el plano longitudinal-tangencial entre las direcciones L y T.

Las pruebas de ondas de esfuerzo consistieron en medir el tiempo de transmisión de una onda, entre dos posiciones en los extremos de las placas con el aparato *Metriguard*® (Figura 2). Una esfera de acero colocada en el péndulo del aparato impactó en un mecanismo de transmisión que induce una onda de esfuerzo, de tal forma que la onda se desplaza a través de la madera. La emisión y la recepción de la onda se registró utilizando acelerómetros colocados en los puntos de apoyo de la placa, localizados a 0,01 m de sus extremos. El ensayo dinámico en cada probeta fue repetido tres veces y el promedio de valores de la velocidad de transmisión de la onda fue considerado para su análisis posterior.

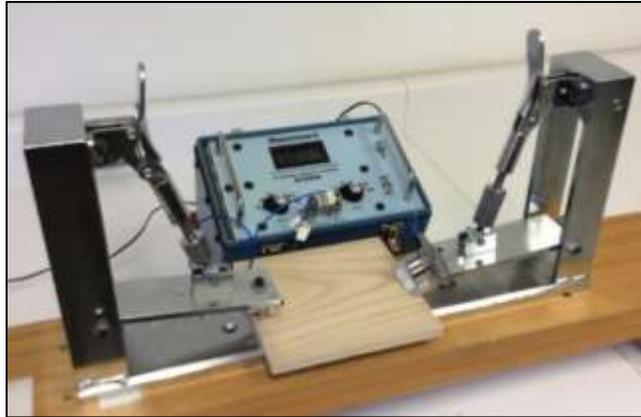


Figura 2. Pruebas de ondas de esfuerzo.

El módulo dinámico se determinó con la expresión (1) (Yu *et al.*, 2017), el subíndice *oe* se refiere a cálculos derivados de pruebas de ondas de esfuerzo:

$$E_{oe} = v_{oe}^2 \rho_{CH} \quad (1)$$

Donde:

E_{oe} : Módulo dinámico (N/m²)

v_{oe} : Velocidad de onda (m/s)

ρ_{CH} : Densidad (Kg/ m³)

Diseño Experimental

La unidad experimental consistió en seis muestras de 35 placas correspondientes a cada una de las seis especies de madera estudiadas. La especie fue el factor de variación clasificado para seis niveles. El contenido de humedad se consideró una variable de referencia. Las variables de respuesta fueron la densidad, las velocidades tangencial y longitudinal, y los módulos tangencial y longitudinal. Para este tipo de variables se determinó los estadísticos: media aritmética, desviación estándar y coeficiente de variación en porcentaje. Con los cocientes entre los valores de las velocidades y los módulos medidos en las direcciones longitudinal y tangencial se calculó las anisotropías correspondientes al plano longitudinal-tangencial (Figura 1).

Se realizó pruebas de normalidad en las distribuciones de los datos de las muestras. El criterio de demarcación fue valores del sesgo estandarizado y del apuntamiento estandarizado al interior del intervalo [-2, +2]. Se practicó pruebas de hipótesis de verificación y de análisis de varianza con el criterio de demarcación para valores de $P_{(\alpha = 0,05)} < 0,05$ para rechazar la hipótesis nula $H_0: \bar{x}_1 = \bar{x}_2$ y así aceptar una diferencia estadística que tuviera una significancia de 95%. Se realizó pruebas de rangos múltiples con el criterio de no aceptar diferencias estadísticamente significativas entre especies que comparten una misma columna de X.

Se evaluó las correlaciones lineales ($y = a x \pm b$) y sus coeficientes de determinación (R^2) entre las velocidades y los módulos como variables dependientes de las densidades. De igual forma, se evaluaron correlaciones polinomiales ($y = a x^2 \pm b x \pm c$) y sus coeficientes de determinación entre las velocidades de onda y los ángulos de anisotropía. Las ponderaciones para calificar la intensidad de las correlaciones fueron los valores del coeficiente de determinación propuestos por Tippner *et al.* (2016): correlación muy alta (MA): $1 \geq R^2 \geq 0,9$; correlación alta: $0,9 > R^2 \geq 0,7$; correlación media: $0,7 > R^2 \geq 0,4$; correlación baja: $0,4 > R^2 \geq 0,2$; y correlación nula: $R^2 < 0,2$. Por último, los resultados de esta investigación se compararon con datos de la bibliografía.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Densidades

Las densidades corresponden a un contenido de humedad de 11% en promedio y variaron desde un mínimo de 266 Kg/m³ para *P. tomentosa* y un máximo para *Q. scytophylla* con 976 Kg/m³ (**Cuadro 1**). La bibliografía reporta valores de densidades parecidos a los de esta investigación tanto para las maderas mexicanas (Cordero & Boshier, 2003; Tamarit & López, 2007; Silva *et al.*, 2010; Ordóñez *et al.*, 2015; Sotomayor, 2015) como para las especies japonesas (Harada, 2001; Yamasaki *et al.*, 2017; Miyoshi *et al.*, 2018).

Los coeficientes de variación de las densidades son inversamente proporcionales a sus magnitudes (**Cuadro 1**). Este resultado es válido para las maderas mexicanas y japonesas y se observa también para los coeficientes de variación de las velocidades de onda y de los módulos dinámicos. Es decir, a mayor densidad de la madera, el coeficiente de estas variables tiende a disminuir.

Comparativamente, las magnitudes de las densidades de las maderas mexicanas y japonesas se distribuyen y varían en rangos similares, resultados que confirman la universalidad de esta característica de la madera, independientemente de la especie y origen geográfico. Particularmente, las densidades de *P. pseudostrobus* ($\rho_{CH} = 620$ Kg/m³, madera mexicana) y *F. crenata* ($\rho_{CH} = 629$ Kg/m³, madera japonesa) son similares.

Cuadro 1. Densidades, velocidades de onda, módulos dinámicos y anisotropías.

Especies mexicanas	ρ_{CH} (Kg/m ³)	v_{oe} T (m/s)	v_{oe} L (m/s)	L/T -	E_{oe} T (MN/m ²)	E_{oe} L (MN/m ²)	L/T -
<i>Pinus pseudostrobus</i>	620	935	3.236	3,5	557	6.477	11,6
	(17)	(8)	(6)	-	(30)	(18)	-
<i>Tabebuia rosea</i>	776	1.045	2.837	2,7	854	6.255	7,3
	(10)	(6)	(8)	-	(18)	(16)	-
<i>Quercus scytophylla</i>	976	1.031	2.999	2,9	1.040	8.797	8,5
	(3)	(5)	(5)	-	(9)	(10)	-
Especies japonesas							
<i>Paulownia tomentosa</i>	266	792	2.799	3,5	168	2.094	12,4
	(8)	(8)	(9)	-	(20)	(18)	-
<i>Cryptomeria japonica</i>	421	526	2.864	5,4	118	3.476	29,5
	(5)	(9)	(7)	-	(22)	(17)	-
<i>Fagus crenata</i>	629	1.142	2.783	2,4	823	4.889	5,9
	(3)	(4)	(7)	-	(10)	(13)	-

ρ_{CH} = Densidad; v_{oe} = Velocidad de onda; E_{oe} = Módulo dinámico; T = Dirección tangencial; L = Dirección longitudinal; L/T = Anisotropía; Coeficientes de variación entre paréntesis

Las pruebas de normalidad indican distribuciones normales para todas las densidades medidas en las seis especies (**Cuadro 2**). Igualmente, las pruebas de variación y análisis de verificación indican diferencias significativas entre las densidades de las seis especies. Solo para las densidades de *P. pseudostrobus* y *F. crenata* las pruebas de rangos múltiples indican que no existen entre ellas diferencias estadísticamente significativas (**Cuadro 3**).

Cuadro 2. Resultados de las pruebas de normalidad y de hipótesis.

Especies	Pruebas de normalidad		Pruebas de hipótesis	
	SE	AE	Ver-var	Anova
	[-2, +2]	[-2, +2]	[P _(α = 0,05) < 0,5]	[P _(α = 0,05) < 0,5]
ρ_{CH}				
<i>Pinus pseudostrobus</i>	-0,269	-0,803	< 0,001*	< 0,001
<i>Tabebuia rosea</i>	-0,693	-0,895	-	-
<i>Quercus scytophylla</i>	-1,752	0,577	-	-
<i>Paulownia tomentosa</i>	1,657	-0,456	-	-
<i>Cryptomeria japonica</i>	0,184	-1,003	-	-
<i>Fagus crenata</i>	-0,337	-0,458	-	-
v_{oe} T				
<i>Pinus pseudostrobus</i>	-0,519	-0,149	< 0,001	< 0,001
<i>Tabebuia rosea</i>	1,332	-0,646	-	-
<i>Quercus scytophylla</i>	0,671	0,744	-	-
<i>Paulownia tomentosa</i>	0,151	-0,985	-	-
<i>Cryptomeria japonica</i>	1,649	-0,749	-	-
<i>Fagus crenata</i>	0,125	-1,226	-	-
v_{oe} L				
<i>Pinus pseudostrobus</i>	-0,539	-0,738	< 0,001	< 0,001
<i>Tabebuia rosea</i>	0,416	0,248	-	-
<i>Quercus scytophylla</i>	-0,842	0,823	-	-
<i>Paulownia tomentosa</i>	0,151	-0,985	-	-
<i>Cryptomeria japonica</i>	1,649	-0,749	-	-
<i>Fagus crenata</i>	0,125	-1,226	-	-
E_{oe} T				
<i>Pinus pseudostrobus</i>	0,210	-0,670	< 0,001	< 0,001
<i>Tabebuia rosea</i>	1,275	-0,136	-	-
<i>Quercus scytophylla</i>	-0,783	-0,492	-	-
<i>Paulownia tomentosa</i>	1,451	-0,200	-	-
<i>Cryptomeria japonica</i>	1,765	-0,516	-	-
<i>Fagus crenata</i>	0,064	-1,205	-	-
E_{oe} L				
<i>Pinus pseudostrobus</i>	0,999	-0,690	< 0,001	< 0,001
<i>Tabebuia rosea</i>	1,649	1,599	-	-
<i>Quercus scytophylla</i>	-0,911	0,577	-	-
<i>Paulownia tomentosa</i>	0,940	1,581	-	-
<i>Cryptomeria japonica</i>	0,554	-0,210	-	-
<i>Fagus crenata</i>	-0,959	0,113	-	-

ρ_{CH} = Densidad; v_{oe} = Velocidad de onda; E_{oe} = Módulo dinámico; T = Dirección tangencial; L = Dirección longitudinal; SE = Sesgo estandarizado; AE = Apuntamiento estandarizado; Ver-var = Verificación de varianza; Anova = Análisis de varianza; *P_(α = 0,05) < 0,05: existe una diferencia estadísticamente significativa.

Cuadro 3. Resultados de las pruebas de rangos múltiples.

Especies		ρ _{CH}				
<i>Paulownia tomentosa</i>	X	-	-	-	-	-
<i>Cryptomeria japonica</i>	-	X	-	-	-	-
<i>Pinus pseudostrobus</i>	-	-	X [#]	-	-	-
<i>Fagus crenata</i>	-	-	X [#]	-	-	-
<i>Tabebuia rosea</i>	-	-	-	X	-	-
<i>Quercus scytophylla</i>	-	-	-	-	X	-
Especies		V _{oe} T				
<i>Cryptomeria japonica</i>	X	-	-	-	-	-
<i>Paulownia tomentosa</i>	-	X	-	-	-	-
<i>Pinus pseudostrobus</i>	-	-	X	-	-	-
<i>Quercus scytophylla</i>	-	-	-	X [#]	-	-
<i>Tabebuia rosea</i>	-	-	-	X [#]	-	-
<i>Fagus crenata</i>	-	-	-	-	X	-
Especies		V _{oe} L				
<i>Cryptomeria japonica</i>	X	-	-	-	-	-
<i>Paulownia tomentosa</i>	-	X	-	-	-	-
<i>Fagus crenata</i>	-	-	X	-	-	-
<i>Tabebuia rosea</i>	-	-	-	X	-	-
<i>Quercus scytophylla</i>	-	-	-	-	X	-
<i>Pinus pseudostrobus</i>	-	-	-	-	-	X
Especies		E _{oe} T				
<i>Cryptomeria japonica</i>	X [#]	-	-	-	-	-
<i>Paulownia tomentosa</i>	X [#]	-	-	-	-	-
<i>Pinus pseudostrobus</i>	-	X	-	-	-	-
<i>Fagus crenata</i>	-	-	X [#]	-	-	-
<i>Tabebuia rosea</i>	-	-	X [#]	-	-	-
<i>Quercus scytophylla</i>	-	-	-	X	-	-
Especies		E _{oe} L				
<i>Paulownia tomentosa</i>	X	-	-	-	-	-
<i>Cryptomeria japonica</i>	-	X	-	-	-	-
<i>Fagus crenata</i>	-	-	X	-	-	-
<i>Tabebuia rosea</i>	-	-	-	X [#]	-	-
<i>Pinus pseudostrobus</i>	-	-	-	X [#]	-	-
<i>Quercus scytophylla</i>	-	-	-	-	X	-

ρ_{CH} = Densidad; V_{oe} = Velocidad de onda; E_{oe} = Módulo dinámico; T = Dirección tangencial; L = Dirección longitudinal; #: No existen diferencias estadísticamente significativas entre especies que comparten una misma columna de X.

Velocidades de Onda

La velocidad tangencial mínima corresponde a *C. japonica* y la máxima a *F. crenata*. La velocidad longitudinal mínima corresponde a *P. tomentosa* y la máxima a *P. pseudostrobus* (**Cuadro 1**). Las magnitudes de las velocidades de esta investigación son próximas a las reportadas en la bibliografía tanto

para las maderas mexicanas (Sotomayor, 2019) como para las especies japonesas (Harada, 2001; Yamasaki *et al.*, 2017; Miyoshi *et al.*, 2018). De manera análoga a los coeficientes de variación de las densidades, los correspondientes a las velocidades tangenciales y longitudinales son inversamente proporcionales a sus magnitudes, tanto para las maderas mexicanas como para las japonesas (Cuadro 1). Las pruebas de normalidad indican distribuciones normales para todas las velocidades correspondientes a las seis especies (Cuadro 2). Al mismo tiempo, las pruebas de verificación y análisis de varianza indican diferencias significativas entre las velocidades de todas las maderas. Por su parte, las pruebas de rangos múltiples (Cuadro 3) indican similitudes en las medias de las velocidades tangenciales de *Q. scytophylla* y *T. rosea*, ambas maderas mexicanas.

La densidad es un predictor deficiente de la velocidad de onda. Las correlaciones entre la densidad, la velocidad tangencial y la longitudinal resultan en coeficientes de determinación muy débiles (Figura 3). Esto sugiere que la velocidad es independiente de la densidad de las maderas en estudio. Los resultados para la dirección longitudinal son parecidos a los reportados por Del Menezzi *et al.* (2010) quienes calculan coeficientes de determinación de 0,14 entre la velocidad de onda en la dirección longitudinal y la densidad. En cambio, los datos reportados por De Oliveira & Sales (2006) refieren que la velocidad aumenta proporcionalmente con la densidad, con coeficientes de determinación de 0,80. Para la dirección tangencial, no se encontró información para comparar con los resultados de esta investigación.

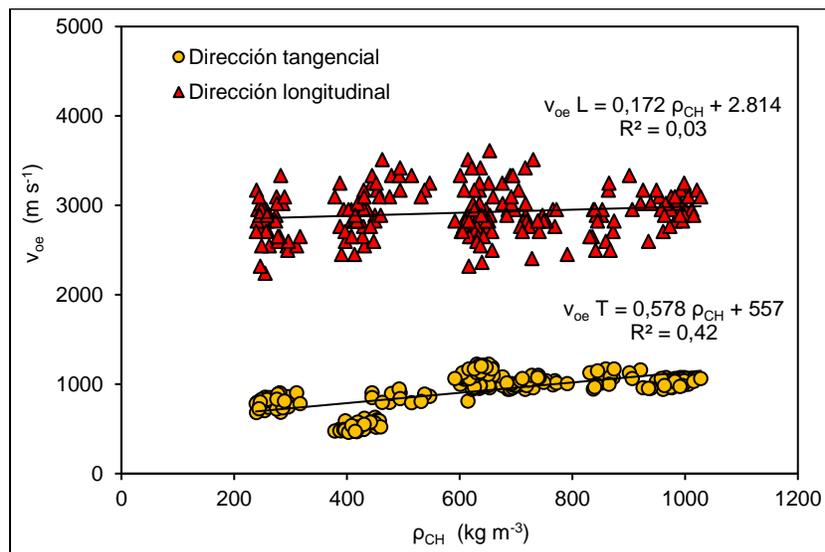


Figura 3. Correlaciones entre velocidades de onda (v_{oe}) y densidades (ρ_{CH}).

Las velocidades indican anisotropías entre las direcciones longitudinal y tangencial (Cuadro 1). La distancia entre los datos en la Figura 3 manifiesta la diferencia entre las magnitudes según la dirección de medición de las velocidades. Comparativamente con otras investigaciones (Sotomayor *et al.*, 2010a; 2010b; Sotomayor, 2015; Gonçalves *et al.*, 2014; Sotomayor & Villaseñor, 2016; 2017; Sotomayor, 2019), la anisotropía calculada con los datos de estos autores es en promedio $L/T = 3,5$, valor muy cercano al de esta investigación que es de $L/T = 3,4$. Este resultado verifica la primera parte de la hipótesis de esta investigación: las velocidades de onda de esfuerzo presentan una anisotropía entre las direcciones longitudinal y radial de la madera, independientemente de la especie de que se trate.

La Figura 4 muestra las variaciones de las velocidades de onda (v_{oe}) en función del ángulo theta (θ) entre las direcciones longitudinal ($L = 0^\circ$) y tangencial ($T = 90^\circ$). Estas curvas se calcularon utilizando la fórmula (2), tomada de Sotomayor y Villaseñor (2016).

$$v_{us} = \frac{v_{us} L + v_{us} T}{v_{us} L \sin^{1,665} \theta + v_{us} T \cos^{1,665} \theta} \quad (2)$$

Donde:

v_{us} : Velocidad del ultrasonido (m/s)

L: Dirección longitudinal

T: Dirección tangencial

θ : Ángulo entre las direcciones longitudinal y tangencial (°)

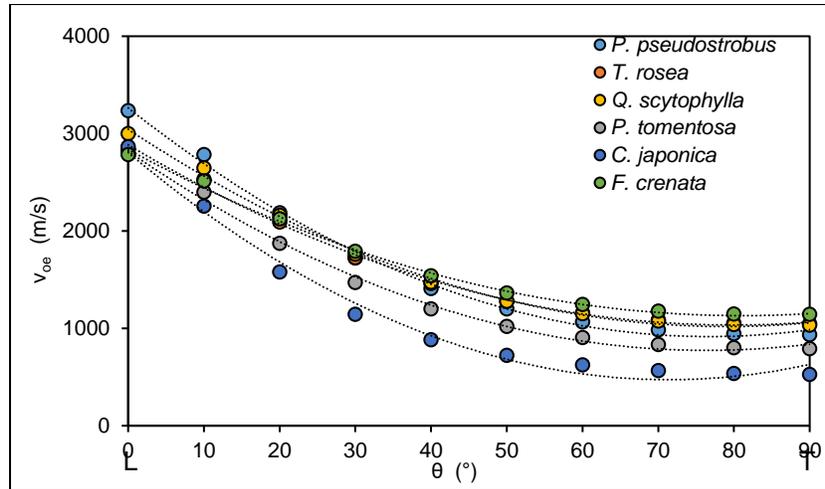


Figura 4. Variación de las velocidades de onda (v_{oe}) en función del ángulo theta (θ) entre las direcciones longitudinal ($L = 0^\circ$) y tangencial ($T = 90^\circ$).

A partir de la fórmula (2) se evaluaron correlaciones polinomiales ($y = a x^2 \pm b x \pm c$) y sus coeficientes de determinación entre las velocidades y los módulos en función de los ángulos theta formados entre las direcciones longitudinal y tangencial. Los valores de los exponentes en la fórmula (2), así como los resultados de las correlaciones, presentados en el **Cuadro 4**, son similares a la reportada por Kabir (2001).

Cuadro 4. Correlaciones entre las velocidades de onda y los ángulos de anisotropía.

Especies mexicanas	Velocidades de onda	R ²
<i>Pinus pseudostrobus</i>	$v_{oe} = 0,3988 \theta^2 - 61,2 \theta + 3.264$	1,00
<i>Tabebuia rosea</i>	$v_{oe} = 0,2904 \theta^2 - 46,4 \theta + 2.885$	1,00
<i>Quercus scytophylla</i>	$v_{oe} = 0,3248 \theta^2 - 51,3 \theta + 3.045$	1,00
Especies japonesas	Velocidades de onda	R ²
<i>Paulownia tomentosa</i>	$v_{oe} = 0,3499 \theta^2 - 53,5 \theta + 2.820$	1,00
<i>Cryptomeria japonica</i>	$v_{oe} = 0,4572 \theta^2 - 65,3 \theta + 2.806$	0,99
<i>Fagus crenata</i>	$v_{oe} = 0,2598 \theta^2 - 42,1 \theta + 2.837$	1,00
Especies mexicanas	Módulos dinámicos	R ²
<i>Pinus pseudostrobus</i>	$E_{oe} = 1,2627 \theta^2 - 175,2 \theta + 6.414$	0,98
<i>Tabebuia rosea</i>	$E_{oe} = 1,0130 \theta^2 - 151,6 \theta + 6.441$	0,99
<i>Quercus scytophylla</i>	$E_{oe} = 1,5258 \theta^2 - 222,2 \theta + 8.963$	0,99
Especies japonesas	Módulos dinámicos	R ²
<i>Paulownia tomentosa</i>	$E_{oe} = 0,4511 \theta^2 - 59,6 \theta + 1.977$	0,97
<i>Cryptomeria japonica</i>	$E_{oe} = 0,2411 \theta^2 - 50,3 \theta + 3.677$	0,98
<i>Fagus crenata</i>	$E_{oe} = 0,7013 \theta^2 - 109,9 \theta + 5.097$	0,99

v_{oe} = Velocidad de onda; E_{oe} = Módulo dinámico; R^2 = Coeficiente de determinación; θ = Ángulo entre las direcciones longitudinal y tangencial.

Las relaciones de anisotropía L/T para las velocidades presentadas en el **Cuadro 1** son similares a las reportadas en la literatura internacional. [Gonçalves et al. \(2014\)](#) reportan anisotropías L/T de velocidades de ultrasonido para *Eucalyptus saligna* de 2,64, para *Apuleia leiocarpa* de 2,94 y para *Goupia glabra* de 2,47. Con el mismo método, [Dackermann et al. \(2016\)](#) reportan para *Eucalyptus maculata* anisotropías de 3,14 y para *Eucalyptus Microcorys* de 2,82. [Crespo et al. \(2017\)](#) reportan para *Eucalyptus globulus* anisotropías de 1,23. En el contexto mexicano, las relaciones de anisotropía L/T son similares a las reportadas por [Sotomayor & Villaseñor \(2017\)](#) para *Acer saccharum* cuyo valor de v_{oeL}/v_{oeT} es de 3,11 utilizando la misma instrumentación de esta investigación. En efecto, con excepción de *C. japonica*, se observa una tendencia de esta relación de anisotropía a disminuir a medida que la densidad de la madera aumenta. De tal forma, estos resultados confirman el carácter anisotrópico en las velocidades de onda observado con ultrasonido y reportado por [Sotomayor et al. \(2010a\)](#) para *Pinus michoacana*, *Pinus douglasiana* y *Pinus pringlei*, así como por [Sotomayor et al. \(2010b\)](#) para 152 maderas mexicanas.

Módulos Dinámicos

Los valores mínimo y máximo de los módulos tangenciales corresponden a *C. japonica* y *Q. scytophylla*. Los valores mínimos para los módulos longitudinales son para *P. tomentosa* y el máximo para *Q. scytophylla* (**Cuadro 1**). Los valores medios de los coeficientes de variación de los módulos tangenciales fluctúan desde un mínimo de 9% para *Q. scytophylla* hasta un máximo de 30% para *P. pseudostrobus*. Asimismo, para los módulos longitudinales, los coeficientes varían desde 10% para *Q. scytophylla* hasta 18% para *P. pseudostrobus* y *P. tomentosa* (**Cuadro 1**). Los resultados son similares a los reportados para estas maderas en [Sotomayor \(2015; 2019\)](#), [Harada \(2001\)](#), [Yamasaki et al. \(2017\)](#) y [Miyoshi et al. \(2018\)](#).

Las pruebas de normalidad indican distribuciones normales en todas las muestras con resultados de los módulos dinámicos (**Cuadro 2**). Conjuntamente, las pruebas de verificación y análisis de varianza señalan diferencias estadísticamente significativas entre los módulos dinámicos de las seis especies estudiadas. Por su parte, las pruebas de rangos múltiples asemejan, para la dirección tangencial, los pares de las especies *C. japonica*-*P. tomentosa* y *F. crenata*-*T. rosea*; y para la dirección longitudinal, con excepción de *T. rosea* y *P. pseudostrobus*, las pruebas de rangos múltiples diferencian las medias de los módulos dinámicos de las otras especies (**Cuadro 3**).

La densidad es un buen predictor del módulo dinámico. Los coeficientes de determinación para las direcciones longitudinal y tangencial son fuertes (**Figura 5**) y confirman el paradigma que establece que la densidad es la característica física de referencia para estimar el módulo de elasticidad ([Niklas & Spatz, 2010](#); [Dlouhá et al., 2012](#)), y en el caso de esta investigación, el módulo dinámico ([Del Menezzi et al., 2010](#); [Brémaud, 2012](#)).

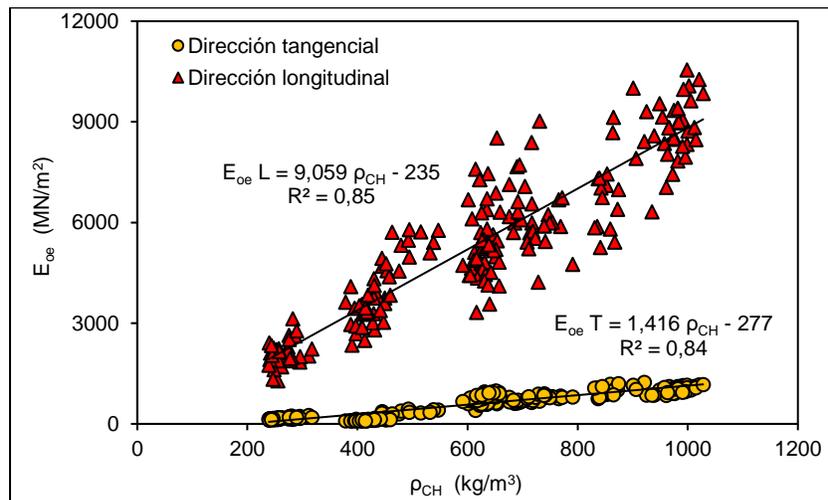


Figura 5. Correlaciones entre módulos dinámicos (E_{oe}) y densidades (ρ_{CH}).

Las tendencias de las correlaciones y sus coeficientes de determinación entre las velocidades (**Figura 3**), así como entre los módulos y las densidades (**Figura 4**), son similares a las reportadas por **Missanjo & Matsumura (2016)** para el módulo de elasticidad determinado en condiciones estáticas de madera de *Pinus kesija*: MOE = 43,95 p_{CH} - 12,58, R²= 0,62.

Por su parte, **Ponneth et al. (2014)** reportan para siete especies tropicales coeficientes de determinación de 0,14, correspondientes a correlaciones entre la velocidad de ondas de esfuerzo y la densidad, así como coeficientes de 0,48 entre el módulo dinámico y la densidad. Igualmente, **Del Menezzi et al. (2010)** reportan para seis maderas tropicales, referidas anteriormente en el análisis de velocidades de onda, coeficientes de determinación entre módulos dinámicos determinados con ondas de esfuerzo y densidades de 0,88.

Los módulos dinámicos indican anisotropías entre las direcciones longitudinal y tangencial (**Cuadro 1**). Para el caso de las maderas mexicanas, *T. rosea* muestra el valor mínimo de 7,3 y *P. pseudostrobus* el máximo de 11,6. Entre las maderas japonesas, *F. crenata* tiene una anisotropía de 5,9 y *C. japonica* de 29,5.

Estos resultados son similares a los reportados por **Dackermann et al. (2016)** quienes presentan anisotropías L/T de módulos dinámicos determinados con ultrasonido para *Eucalyptus maculata* de 9,84 y para *Eucalyptus microcorys* de 7,97.

Por su parte, con el mismo método, **Gonçalves et al., (2014)** reportan anisotropías L/T para *Eucalyptus saligna* de 6,47, para *Apuleia leiocarpa* de 8,51 y para *Goupia glabra* de 2,47. Las relaciones de anisotropía L/T para los módulos dinámicos presentadas en el **Cuadro 1** son similares a las reportadas por **Sotomayor & Villaseñor (2017)** para *Acer saccharum* utilizando la misma instrumentación de esta investigación. El valor de E_{oeL} / E_{oeT} para *A. saccharum* es 9,79.

En los resultados de la presente investigación, con excepción de *T. rosea*, se observa que esta relación de anisotropía tiende a disminuir a medida que la densidad aumenta.

La **Figura 6** muestra las variaciones de módulos dinámicos en función del ángulo θ entre las direcciones longitudinal y tangencial. Estas curvas se calcularon utilizando los modelos propuestos por **Sotomayor & Villaseñor (2016)** con la fórmula **(3)**:

$$E_{us} = \frac{E_{usL} E_{usT}}{E_{usL} \sin^{2,111} \theta + E_{usT} \cos^{2,111} \theta} \quad (3)$$

Donde:

E_{us} = Módulo dinámico (N/m²)

L = Dirección longitudinal

T = Dirección tangencial

θ = Ángulo entre las direcciones longitudinal y tangencial (°)

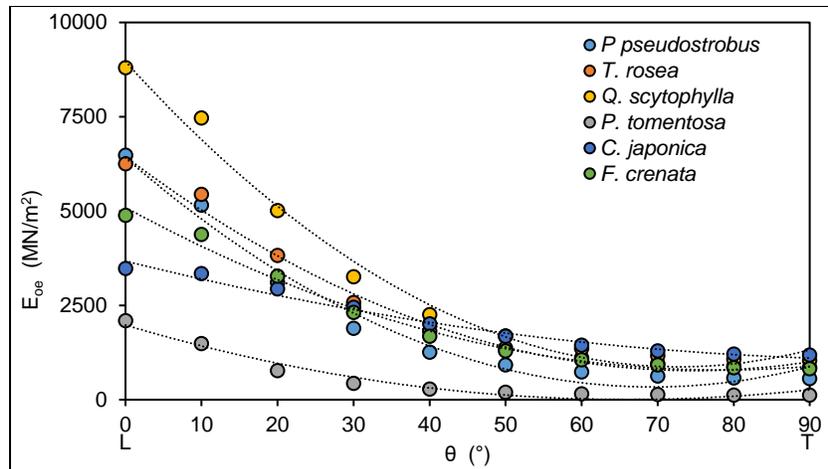


Figura 6. Variación de los módulos dinámicos (E_{oe}) en función del ángulo theta (θ) entre las direcciones longitudinal ($L = 0^\circ$) y tangencial ($T = 90^\circ$).

Los resultados anteriores confirman el carácter anisotrópico en los módulos dinámicos observado con ultrasonido y reportado por [Sotomayor et al. \(2010a\)](#) para *Pinus michoacana*, *Pinus douglasiana* y *Pinus pringlei* y por [Sotomayor et al. \(2010b\)](#) para 152 maderas mexicanas. Así, este corolario verifica la segunda parte de la hipótesis de trabajo de esta investigación: los módulos dinámicos de la madera presentan una anisotropía entre las direcciones longitudinal y tangencial, independientemente de la especie de que se trate.

CONCLUSIONES

Las velocidades y módulos dinámicos de las seis especies evaluadas indican magnitudes diferentes según las direcciones tangencial y longitudinal, lo que verifica el carácter anisotrópico en el comportamiento mecánico de la madera. De tal forma que la anisotropía es una propiedad inherente al material y se puede observar utilizando métodos no destructivos como las ondas de esfuerzo. La velocidad del ultrasonido y el módulo de elasticidad siguen un patrón anisotrópico, que puede ser inferido con modelos teóricos.

RECONOCIMIENTOS

La investigación estuvo patrocinada por la Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo, México y por la Universidad Prefectoral de Akita, Japón.

REFERENCIAS

- Brémaud, I. (2012).** Acoustical properties of wood in string instruments soundboards and tuned idiophones: biological and cultural diversity. *The Journal of the Acoustical Society of America*, 131(1): 807-18. <https://doi.org/10.1121/1.3651233>
- Brémaud, I., Gril, J. & Thibaut, B. (2011).** Anisotropy of wood vibrational properties: dependence on grain angle and review of literature data. *Wood Science and Technology*, 45(4): 735-754. <https://doi.org/10.1007/s00226-010-0393-8>
- Breyer, D.E., Fridley, K.J., Pollock, D.G. & Cobeen, K.E. (2003).** Design of wood structures. San Francisco, McGraw-Hill. 976 p.

- Cordero, J., & Boshier, D. (2003).** Árboles de Centroamérica. Turrialba, Centro Agronómico Tropical de Investigación y Enseñanza. 1079 p.
- Crespo, G., Aira, J. R., Vázquez, C. & Guaita, M. (2017).** Comparative Analysis of the Elastic Constants Measured via Conventional, Ultrasound and 3-D Digital Image Correlation Methods in *Eucalyptus globulus* Labill. *BioResources*, 12(2): 3728-3743. <https://doi.org/10.15376/biores.12.2.3728-3743>
- Dackermann, U., Elsener, R., Li, J.C. & Crews, K. (2016).** A comparative study of using static and ultrasonic material testing methods to determine the anisotropic material properties of wood. *Construction and Building Materials*, N°102. Pp: 963-976. <https://doi.org/10.1016/j.conbuildmat.2015.07.195>
- De Oliveira, F.G.R. & Sales, A. (2006).** Relationship between density and ultrasonic velocity in Brazilian tropical woods. *Bioresource Technology*, 97(18): 2443-2446. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2005.04.050>
- Del Menezzi, C.H.S., Silveira, R.R. & Sousa, M.R. (2010).** Predicting flexural properties of six Amazonian hardwoods using stress wave nondestructive method. *Acta Amazonica*, 40(2): 325-332. <https://doi.org/10.1590/S0044-59672010000200011>
- Dlouhá, J., Alméras, T. & Clair, B. (2012).** Representativeness of wood biomechanical properties measured after storage in different conditions. *Trees*, 26(3): 695-703. <https://doi.org/10.1007/s00468-011-0636-9>
- Felton, A., Ranius, T., Roberge, J.M., Öhman, K., Lämås, T., Hynynen, J., Juutinen, A. et al. (2017).** Projecting biodiversity and wood production in future forest landscapes: 15 key modeling considerations. *Journal of Environmental Management*, N° 197. Pp: 404-414. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2017.04.001>
- Gonçalves, R., Trinca, A.J. & Pellis, B.P. (2014).** Elastic constants of wood determined by ultrasound using three geometries of specimens. *Wood Science and Technology*, 48(2): 269-287. <https://doi.org/10.1007/s00226-013-0598-8>
- Guitard, D. & Gachet, C. (2004).** Paramètres structuraux et/ou ultrastructuraux facteurs de la variabilité intra-arbre de l'anisotropie élastique du bois. *Annals of Forest Science*, 61(2): 129-139. <https://doi.org/10.1051/forest:2004004>
- Harada, T. (2001).** Time to ignition, heat release rate and fire endurance time of wood in cone calorimeter test. *Fire and Materials*, 25(4): 161-167. <https://doi.org/10.1002/fam.766>
- Hernández, R.E. (2007).** Influence of accessory substances, wood density and interlocked grain on the compressive properties of hardwoods. *Wood Science and Technology*, 41(3): 249-265. <https://doi.org/10.1007/s00226-006-0114-5>
- Hofstetter, K. & Gamstedt, E. (2009).** Hierarchical modelling of microstructural effects on mechanical properties of wood. A review. *Holzforschung*, 63(2): 130-138. <https://doi.org/10.1515/HF.2009.018>
- International Organization for Standardization (ISO). (2014a).** ISO 13061-1:2014. Physical and mechanical properties of wood. Test methods for small clear wood specimens. Part 1: Determination of moisture content for physical and mechanical tests. Geneva, International Organization for Standardization. 4 p.
- International Organization for Standardization (ISO). (2014b).** ISO 13061-2:2014. Physical and mechanical properties of wood. Test methods for small clear wood specimens. Part 2: Determination of density for physical and mechanical tests. Geneva, International Organization for Standardization. 9 p.
- Katz, J.L., Spencer, P., Wang, Y., Misra, A., Marangos, O. & Friis, L. (2008).** On the anisotropic elastic properties of woods. *Journal of Materials Science*, 43(1): 139-145. <https://doi.org/10.1007/s10853-007-2121-9>
- Kabir, M.F. (2001).** Prediction of ultrasonic properties from grain angle. *Journal of the Institute of Wood Science*, 15(5): 235-246. En: <https://www.fs.usda.gov/treearch/pubs/2436>
- Longo, R., Laux, D., Pagano, S., Delaunay, T., Le Clézio, E. & Arnould, O. (2018).** Elastic characterization of wood by Resonant Ultrasound Spectroscopy (RUS): a comprehensive study. *Wood Science and Technology*, 52(2): 383-402. <https://doi.org/10.1007/s00226-017-0980-z>

- Longui, E.L., Brémaud, I., da Silva Júnior, F.G., Lombardi, D.R. & Alves, E.S. (2012). Relationship among extractives, lignin and holocellulose contents with performance index of seven wood species used for bows of string instruments. *IAWA Journal*, 33(2): 141-149. <https://doi.org/10.1163/22941932-90000085>
- Mackerle, J. (2005). Finite element analyses in wood research: a bibliography. *Wood Science and Technology*, 39(7): 579-600. <https://doi.org/10.1007/s00226-005-0026-9>
- Malaga-Toboła, U., Łapka, M., Tabor, S., Nieslony, A. & Findura, P. (2019). Influence of wood anisotropy on its mechanical properties in relation to the scale effect. *International Agrophysics*, 33(3): 337-354. <https://doi.org/10.31545/intagr/110808>
- Mascia, N.T. & Vanalli, L. (2012). Evaluation of the coefficients of mutual influence of wood through off-axis compression tests. *Construction and Building Materials*, N° 30. Pp: 522-528. <https://doi.org/10.1016/j.conbuildmat.2011.12.048>
- Missanjo, E. & Matsumura, J. (2016). Wood Density and Mechanical Properties of *Pinus kesiya* Royle ex Gordon in Malawi. *Forest*, 7(7): 1-12. <https://doi.org/10.3390/f7070135>
- Miyoshi, Y., Kojiro, K. & Furuta, Y. (2018). Effects of density and anatomical feature on mechanical properties of various wood species in lateral tension. *Journal of Wood Science*, 64(5): 509-514. <https://doi.org/10.1007/s10086-018-1730-z>
- Nadir, Y., Nagarajan, P. & Midhun, A.J. (2014). Measuring elastic constants of *Hevea brasiliensis* using compression and Iosipescu shear test. *European Journal of Wood and Wood Products*, 72(6): 749-758. <https://doi.org/10.1007/s00107-014-0842-4>
- Niklas, K.J. & Spatz, H.C. (2010). Worldwide correlations of mechanical properties and green wood density. *American Journal of Botany*, 97(10): 1587-1594. <https://doi.org/10.3732/ajb.1000150>
- Oh, S. (2017). Anisotropy of Softwood Structural Lumber Using the Elastic Modulus Determined by The Ultrasonic Nondestructive Method. *Journal of the Korean Wood Science and Technology*, 45(1): 20-27. <https://doi.org/10.5658/WOOD.2017.45.1.20>
- Ordóñez Díaz, J.A.B., Galicia Naranjo, A., Venegas Mancera, N.J., Hernández Tejeda, T., Ordóñez Díaz, M.J. & Dávalos-Sotelo, R. (2015). Densidad de las maderas mexicanas por tipo de vegetación con base en la clasificación de J. Rzedowski: compilación. *Madera y Bosques*, N°21. Pp: 77-126. <https://doi.org/10.21829/myb.2015.210428>
- Ponnet, D., Elaveetil Vasu, A.E., Easwaran, J.C., Mohandass, A. & Chauhan, S.S. (2014). Destructive and non-destructive evaluation of seven hardwoods and analysis of data correlation. *Holzforschung*, 68(8): 951-956. <https://doi.org/10.1515/hf-2013-0193>
- Richter, C. (2015). *Wood Characteristics. Description, Causes, Prevention, Impact on Use and Technological Adaptation*. Heidelberg, Springer. 222 p.
- Rungwattana, K. & Hietz, P. (2017). Radial variation of wood functional traits reflect size-related adaptations of tree mechanics and hydraulics. *Functional Ecology*, 32(2): 260-272. <https://doi.org/10.1111/1365-2435.12970>
- Sandberg, D., Kutnar, A. & Mantanis, G. (2017). Wood modification technologies. A review. *iForest-Biogeosciences and Forestry*, N° 10. Pp: 895-908. <https://doi.org/10.3832/ifer2380-010>
- Se Golpayegani, A., Thévenon, M.F., Gril, J., Masson, E. & Pourtahmasi, K. (2012). Toxicity potential in the extraneous compounds of white mulberry wood (*Morus alba*). *Maderas: Ciencia y Tecnología*, 16(2): 227-238. <https://doi.org/10.4067/S0718-221X2014005000018>
- Shmulsky, R. & Jones, P. D. (2011). *Forest products and Wood science. An introduction*. West Sussex, Wiley. 477 p.
- Silva Guzmán, J.A., Fuentes Talavera, F.J., Rodríguez Anda, R., Torres Andrade, P.A., Lomelí Ramírez, M.A., Ramos Quirarte, J., Waitkus, C. & Richter, H.G. (2010). Fichas de propiedades tecnológicas y usos de maderas nativas de México e importadas. México, Comisión Nacional Forestal. 208 p.

- Smulski, S. (1997).** Engineered Wood Products: A Guide for Specifiers, Designers & Users. Madison, PFS Research Foundation. 356 p.
- Sonderegger, W., Martienssen, A., Nitsche, C., Ozyhar, T., Kaliske, M. & Niemz, P. (2013).** Investigations on the physical and mechanical behavior of sycamore maple (*Acer pseudoplatanus* L.). European Journal of Wood and Wood Products, 71(1): 91-99. <https://doi.org/10.1007/s00107-012-0641-8>
- Sotomayor Castellanos, J.R. (2015).** Banco FITECMA de características físico-mecánicas de maderas mexicanas. Morelia, Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo. https://www.researchgate.net/publication/276841418_Banco_FITECMA_de_caracteristicas_fisico-mecanicas_de_maderas_Mexicanas
- Sotomayor Castellanos, J.R. (2019).** Módulos de elasticidad e índices de calidad de maderas mexicanas. Síntesis de datos del Laboratorio de Mecánica de la Madera. Investigación e Ingeniería de la Madera, 15(1): 4-64. https://www.researchgate.net/publication/335665376_Modulos_de_elasticidad_e_indices_de_calidad_de_maderas_mexicanas_Sintesis_de_datos_del_Laboratorio_de_Mecanica_de_la_Madera
- Sotomayor Castellanos, J.R., García Mariscal, J.L., Moya Lara, C.E. & Olgún Cerón, J.B. (2010a).** Higroscopía y anisotropía de la madera de *Pinus michoacana*, *Pinus douglasiana* y *Pinus pringlei*. Higocontracción, velocidad del ultrasonido y módulo de elasticidad dinámico. Investigación e Ingeniería de la Madera, 6(3): 3-32. https://www.academia.edu/6528742/Higroscopía_y_anisotropía_de_la_madera_de_Pinus_michoacana_Pinus_douglasiana_y_Pinus_pringlei._Higocontracción_velocidad_del_ultrasonido_y_módulo_de_elasticidad_dinámico
- Sotomayor Castellanos, J.R., Guridi Gómez, LI. & García Moreno, T. (2010b).** Características acústicas de la madera de 152 especies mexicanas. Velocidad del ultrasonido, módulo de elasticidad, índice material y factor de calidad. Base de datos. Investigación e Ingeniería de la Madera, 6(1): 3-32. https://www.academia.edu/6528782/Características_acústicas_de_la_madera_de_152_especies_mexicanas._Velocidad_del_ultrasonido_módulo_de_elasticidad_índice_material_y_factor_de_calidad._Base_de_datos
- Sotomayor Castellanos, J.R. & Villaseñor Aguilar, J.M. (2017).** Determinación del módulo dinámico por ondas de esfuerzo en la madera de *Acer saccharum* Marshall y *Thuja plicata* L. Ingeniería y Desarrollo, 35(2): 4012-416. <https://doi.org/10.14482/inde.35.2.10168>
- Sotomayor Castellanos, J.R. & Villaseñor Aguilar, J.M. (2016).** Ultrasonido y anisotropía en madera de *Thuja plicata* y *Acer saccharum*. Maderas. Ciencia y Tecnología, 18(3): 467-476. <https://doi.org/10.4067/S0718-221X2016005000042>
- Steiger, R. & Arnold, M. (2009).** Strength grading of Norway spruce structural timber: revisiting property relationships used in EN 338 classification system. Wood Science and Technology, 43(3-4): 259-278. <https://doi.org/10.1007/s002>
- Tamarit Urias, J.C. & López Torres, J.L. (2007).** Xilotecnología de los principales árboles tropicales de México. Puebla, Instituto Nacional de Investigaciones Forestales, Agrícolas y Pecuarias. 264 p.
- Tippner, J., Hrivnák, J. & Kloiber, M. (2016).** Experimental Evaluation of Mechanical Properties of Softwood using Acoustic Methods. BioResources, 11(1): 503-518. <https://doi.org/10.15376/biores.11.1.503-518>
- Vargas, G. (2017).** Estrategias mecánicas de las plantas arborescentes: enseñanzas estructurales de los árboles. *Ingeniare*. Revista chilena de ingeniería, 25(3): 510-523. <https://doi.org/10.4067/S0718-33052017000300510>
- Xu, W., Xu, G., Wang, L. & Yu L. (2014).** Propagation behavior of acoustic wave in wood. Journal of Forestry Research, 25(3): 671-676. <https://doi.org/10.1007/s11676-014-0506-6>
- Yamasaki, M., Tsuzuki, C., Sasaki, Y. & Onishi, Y. (2017).** Influence of moisture content on estimating young's modulus of full-scale timber using stress wave velocity. Journal of Wood Science, 63(3): 225-235. <https://doi.org/10.1007/s10086-017-1624-5>
- Yu, Y., Liu, Y., Gong, M., Xu, Z. & Fang, Y. (2017).** R&R study of using a stress wave timer to measure the elastic modulus of structural dimension lumber. Measurement, 95: 293-296. <https://doi.org/10.1016/j.measurement.2016.10.040>

Ziemińska, K., Westoby, M. & Wright, I. J. (2015). Broad anatomical variation within a narrow wood density range. A study of twig wood across 69 Australian angiosperms. PLoS ONE, 10(4): 1-25.
<https://doi.org/10.1371/journal.pone.0124892>



ARTÍCULO

Crecimiento micelial *in vitro* de 2 cepas de *Grifola gargal* en diferentes medios de cultivo y niveles de pH.

Patricio Chung Guin Po^{1*}

¹ Instituto Forestal, sede Biobío. pchung@infor.cl

*Autor para correspondencia

DOI: <https://doi.org/10.52904/0718-4646.2023.599>

Recibido: 14.12.2023; Aceptado 22.12.2023

RESUMEN

Se estudió el comportamiento de dos cepas del hongo saprófito comestible *Grifola gargal* bajo condiciones de cultivo *in vitro*. Se analiza el crecimiento en diámetro (CD), velocidad media de crecimiento (VMC) y biomasa (B) de cultivos creciendo en los medios PDA (Papa Dextrosa Agar), BAF (Biotina Aneurina ácido Fólico), MYPA (Extracto de malta levadura agar peptona) y PGYA (peptona-extracto de levadura-glucosa) y bajo 5 niveles de pH (4,0, 4,5, 5,0, 5,5 y 6,0). Los resultados indican interacciones estadísticamente significativas entre los factores medio de cultivo y pH para las tres variables medidas. Se observa que, tanto a nivel de cepas como de especie, el medio MYPA con pH 4,5 presenta los valores más altos para CD, VMC y B. Comparaciones entre valores promedios del CD, VCM y B, muestran alta correlación entre estos parámetros para las cepas estudiadas.

Palabras clave: *Grifola gargal*, crecimiento micelial, *in vitro*.

SUMMARY

The behavior of two strains of the edible saprophytic fungus *Grifola gargal* is studied under *in vitro* culture conditions. The growth in diameter (CD), average growth speed (VMC) and biomass (B) of cultures growing in the media PDA (Potato Dextrose Agar), BAF (Biotin Aneurin Folic Acid), MYPA (Malt Extract Yeast Agar) and PGYA (peptone-yeast extract-glucose) and under 5 pH levels (4.0, 4.5, 5.0, 5.5 and 6.0). The results indicate statistically significant interactions between the medium factors culture and pH for the three variables measured. It is observed that both at the level of strains and species, the MYPA medium with a pH level of 4.5 presents the highest values for CD, VMC and B. Comparisons between average values of CD, VCM and B, show high correlation between these parameters for the strains studied.

Key words: *Grifola gargal*, mycelial growth, *in vitro*

INTRODUCCIÓN

Desde hace miles de años los recursos micológicos presentes en los bosques han sido utilizados por los pueblos originarios para su alimentación, siendo en la actualidad una costumbre que se ha ido traspasando a las nuevas generaciones. Los hongos comestibles presentes en los bosques de Chile constituyen un recurso valioso, cuyo uso como alimento o insumo comercial ha adquirido gran importancia en las zonas rurales debido a la necesidad de cubrir principalmente las necesidades económicas de muchas familias especialmente de zonas rurales, unido esto en la actualidad a un aumento en la demanda de productos de tipo orgánico y funcional.

En Chile, Valenzuela (2003) identificó unas 53 especies de hongos silvestres comestibles, cifra que en la actualidad es mucho mayor, gracias al mejor conocimiento de la población fúngica. En tanto que, a nivel mundial, de las aproximadamente 100.000 especies descritas de hongos (Hawksworth, 2001) de un total

estimado de entre 2,2 y 3,8 millones (Hawksworth & Luecking, 2017), se han podido contabilizar más de 2.000 especies de hongos de tipo comestible (Boa, 2004). De estas 2.000 especies comestibles, Savoie & Largeteau (2011) mencionan que alrededor de 80 se han cultivado experimentalmente, 40 se han cultivado económicamente, alrededor de 20 se han cultivado comercialmente y 5 o 6 han alcanzado una escala industrial en muchos países.

Dentro de las especies fúngicas comestibles presentes en Chile, se encuentra la especie *Grifola gargal* (Figura 1), descrita por Singer (1969). La especie corresponde a un hongo nativo y endémico del cono sur de Sudamérica, presentes en los bosques andino patagónicos de Chile y Argentina, que crece sobre ramas y fustes caídos o en madera muerta en pie, preferentemente en especies del género *Nothofagus*, como roble (*Nothofagus obliqua*), coigüe de Chiloé (*Nothofagus nitida*), coigüe de Magallanes (*Nothofagus betuloides*) (MMA, 2021) o en especies como la tepa (*Laurelia philipiana*) (De Bruijn *et al.*, 2008) o en tinea (*Weinmania trichosperma*) (Palma *et al.*, 2021), reportándose además, fructificaciones en *Populus nigra* en Argentina (Pozzi *et al.*, 2009). En Chile se distribuiría entre las regiones de Ñuble y Aysén (Sánchez Jardón *et al.*, 2017).



Figura 1. Aspecto de fructificación de *Grifola gargal* sobre madera muerta de roble (*Nothofagus obliqua*)

Las fructificaciones de *G. gargal* emergen en otoño, principalmente entre los meses de abril y junio. Son fructificación de gran tamaño, que pueden alcanzar los 30 cm de diámetro, compuestas por numerosos sombreros, dispuestos unos sobre otros de color blanco cremoso (Barroetaveña y Rajchenberg, 2019). Es un hongo degradador de la madera, que produce una pudrición blanca que expele un agradable olor almendrado, al igual que las fructificaciones. Además de saprófito, también puede comportarse como parásito facultativo, creciendo en algunos casos sobre árboles vivos (MMA, 2021). En Chile se consume cocido y se comercializa en fresco, en pequeñas cantidades, debido a la dificultad para encontrar sus cuerpos fructíferos, los que crecen solamente en forma silvestre.

Recientes estudios indican que *G. gargal* no solo posee importancia gastronómica, también se le reconoce como un potencial productor de benzaldehído, compuesto aromático natural de gran valor económico (Harada *et al.*, 2006); como posible fuente de Ergotioneína, compuesto medicinal de acción antioxidante y antiinflamatoria (Harada *et al.*, 2015b); o por su posible utilización para prevenir y mejorar el síndrome metabólico relacionado con la diabetes y la obesidad (Harada *et al.*, 2020).

La abundancia de cuerpos fructíferos de *G. gargal* en los bosques es baja, por lo que su extracción desde las poblaciones naturales pudiera suponer un factor de riesgo al generarse una pérdida de su diversidad

genética (erosión genética), lo que repercutiría en su supervivencia frente a los desafíos que imponen la presión antrópica y los efectos del cambio climático.

Entre los factores que explican la baja producción de cuerpos fructíferos, y que afectan la supervivencia de la especie, están: (i) la degradación o pérdida de su hábitat dado por la ocurrencia de incendios; (ii) la presión que se ejerce sobre la madera, especialmente de *Nothofagus spp* que es extraída y utilizada principalmente como combustible; (iii) la disminución de las poblaciones de *Nothofagus spp* debido a la deforestación o el reemplazo de las especies arbóreas; (iv) el empleo de técnicas de colecta inadecuadas y la presión que ejercen los recolectores; y (v) la creciente ocurrencia de condiciones ambientales extremas debido al cambio climático. De igual forma, la falta de información sobre la especie y su hábitat, amenaza su supervivencia, siendo necesario generar tal conocimiento para facilitar su conservación.

Su uso como alimento y como productor de agentes potencialmente medicinales, permite que esta especie pueda representar una alternativa productiva de gran valor tras su domesticación. Otro aspecto a considerar son los pueblos originarios que aún conservan la costumbre de recolectar hongos silvestres en el bosque nativo, práctica cultural que ha ido desapareciendo debido a la escases o desaparición de los hongos comestibles silvestres tradicionales.

En relación a lo señalado anteriormente, el presente artículo aporta información para el cultivo bajo condiciones controladas de *G. gargal*, particularmente antecedentes relativos al desempeño en condiciones de cultivo *in vitro* de diferentes cepas de *Grifola gargal* conservadas en el Banco de Cepas del Instituto Forestal. A estas cepas se les evalúa su crecimiento bajo condiciones *in vitro* bajo diferentes niveles de pH y en distintos medios de cultivo.

MATERIAL Y MÉTODO

Se utilizó 2 cepas de la especie *Grifola gargal* (**Figura 2**), procedentes del Banco de cepas del Instituto Forestal de Chile (INFOR) y cuyo material fue colectado en bosques con predominio de especies arbóreas del género *Nothofagus*, desde madera muerta de roble (*Nothofagus obliqua*) en dos regiones del país (**Cuadro 1**).

Los cultivos puros fueron obtenidos de aislados de acuerdo a la técnica descrita por [Molina y Palmer \(1982\)](#), generados a partir del sombrero de un esporocarpio joven y cultivados sobre medio PDA, en oscuridad y a una temperatura de 22°C.



Figura 2. Aspecto de fructificación de *Grifola gargal* de cepa F878001 (izq) y cepa IF1426001 (der).

Cuadro 1. Cepas utilizadas y antecedentes de cada una de ellas para la especie *Grifola garga*.

Código	Región	Sector	Coordenadas		Suelo	Altitud (msnm)	Sustrato
			Lat. S	Long. O			
IF878001	Biobío	Camino a Antuco	19H 245304	5846648	Trumao	479	Roble
IF1426001	Los Ríos	Liquiñe	19H 249139	5601670	Trumao	289	Roble

En una fase inicial, el material original de cada cepa fue activado y masificado en discos de Petri con medio de extracto de papa, dextrosa y agar (PDA). Para ello, se extrajeron del material original discos de 5 mm, los que fueron puestos en el centro de las placas conteniendo 20 ml del medio nutritivo por un lapso de 40 días, período en el cual se generó suficiente tejido miceliar para ser utilizados en la instalación del estudio respectivo.

Para la instalación del estudio, los medios de cultivos utilizados fueron Extracto de papa dextrosa agar (PDA) (Difco, Becton Dickinson and Company, USA), Biotina Aneurina Ácido Fólico (BAF) (Moser, 1960; Chung, 2020), Extracto de malta levadura agar peptona (MYPA) (Postemsky *et al.*, 2006; Postemsky, 2012) y peptona-extracto de levadura-glucosa (PGYA) (Kawade *et al.*, 2009). Cada medio se ajustó a 5 valores de pH: 4,0, 4,5, 5,0, 5,5 y 6,0 con 5 repeticiones por cada unidad experimental.

Los medios de cultivos utilizados, se esterilizaron en autoclave a 121°C, a 1, 2 atm de presión, por 30 minutos, ajustando previamente sus valores respectivos de pH con HCL o KOH 1N y con mediciones realizadas con un peachímetro marca Thermo Scientific Orion modelo Star A111. Finalizado el proceso de esterilización, estos fueron llevados a una Cámara de Flujo Laminar marca Filtromet modelo H24302, de fabricación nacional, donde se realizó el vaciado de los medios de cultivo a discos de Petri de 90 x 15 mm, ayudados por una jeringa de 25 ml colocando 20 ml de medio en cada uno de ellos. Posteriormente, se dejaron enfriar en ambiente estéril hasta su uso. El proceso de instalación de los ensayos se realizó con la ayuda de un sacabocado que permitió obtener segmentos circulares de 0,5 cm desde los discos que contenían el material miceliar madre. Cada segmento fue colocado en el centro de cada disco de Petri y sobre el medio de cultivo, para cada uno de los tratamientos, procediendo luego a sellarlos con cintas de parafilm y posteriormente ser marcados con el nombre de la especie, código de cepa, número de repetición, medio de cultivo, nivel de pH y fecha de instalación.

Una vez finalizada la operación de instalación de los ensayos en los discos con los segmentos miceliar respectivos, estos se ubicaron en una Cámara de Crecimiento marca Forma Scientific modelo 3744, en oscuridad y a 20°C de temperatura por 21 días. Para el estudio se evaluó el comportamiento de cada cepa en términos de: crecimiento en diámetro (CD) medido en milímetros; velocidad media de crecimiento (VMC) medida en mm/día; y biomasa (B) medida en miligramos (mg). Las evaluaciones se efectuaron en los cuatro medios de cultivo y cinco valores de pH indicados.

Para realizar las mediciones del crecimiento miceliar se tomó los crecimientos en diámetro en 2 direcciones a partir del centro donde se ubicó el disco de micelio utilizado como inóculo con la ayuda de un pie de metro digital marca Ubermann. Las mediciones se realizaron cada 7 días por un lapso de 21 días para cada tratamiento, descontando de las mediciones el radio correspondiente al segmento de agar circular de 5 mm de diámetro que se utilizó para realizar la inoculación. Por otro lado, para obtener los valores de biomasa al final del período de evaluación, se procedió a extraer desde los discos de Petri, la masa miceliar producida junto con el medio de cultivo con agar, aplicando a continuación la metodología utilizada por Santiago-Martínez *et al.* (2003), que consistió en eliminar el agar por calentamiento en baño maría y luego enjuagando la colonia con agua caliente para eliminar el agar remanente y secando posteriormente en estufa a 60 °C por 48 horas hasta peso constante. Luego se procedió a pesar cada muestra, descontando el peso del papel y el peso del material inicial utilizado como inóculo, obteniendo finalmente la biomasa seca producida en cada tratamiento (**Figura 3**).

Para determinar la VMC de las cepas, los datos obtenidos de mediciones de crecimiento en diámetro cada 7 días por 21 días, se ajustaron mediante una ecuación de regresión lineal para calcular la pendiente de la curva de crecimiento y obtener el promedio de crecimiento del hongo por día (Santiago-Martínez *et al.*,

1995). Este estudio fue establecido bajo un diseño completamente al azar, considerando 5 repeticiones para cada unidad experimental. Los análisis de los datos se realizaron mediante análisis de varianza (ANDEVA), utilizando para ello, el software estadístico INFOSTAT versión 2015p. La homogeneidad de varianza se evaluó mediante la prueba de Levene ($P \leq 0,05$). En tanto que el supuesto de normalidad de los residuos se evaluó a través de la prueba de Shapiro-Wilks ($P \leq 0,05$). Para detectar diferencias significativas entre los tratamientos, se aplicó la prueba de comparaciones múltiples de Tukey (Montgomery, 1984), con $p \leq 0,05$.



Figura 3. (a) Confección de medios de cultivo; (b) Ajuste de valores de pH; (c) Esterilización de medios de cultivo en autoclave; (d) Vaciado de medios de cultivo en placas de Petri; (e) Instalación de ensayo con sacabocado; (f) Ensayo instalado bajo oscuridad y 20 ± 1 °C; (g) Aspecto del crecimiento de cepa de *Grifola garga* en medio PGYA y bajo distintos niveles de pH; (h) Aspecto del crecimiento de cepa de *Grifola garga* en medio PDA y bajo distintos niveles de pH; (i) Medición de crecimiento en diámetro de cepas; (j) Limpieza de tejido micelial de medio de cultivo; (k) Secado en estufa por 48 horas a 60°C de tejido micelial; (l) Pesaje para determinar biomasa producida por cada uno de los tratamientos

RESULTADOS

A Nivel de Cepa

En ambas cepas se manifestó un efecto significativo del pH, medio de cultivo e interacción de ellos, sobre las tres variables estudiadas (crecimiento en diámetro, velocidad media de crecimiento y producción de biomasa) (**Cuadro 2**).

Cuadro 2. Significancia estadística del análisis de varianza (ANDEVA) para los valores medios obtenidos de las variables crecimiento en diámetro, velocidad media de crecimiento y biomasa para cepas de *Grifola gargar.*

CEPA	Factor	Crecimiento en diámetro (mm)	Velocidad media de crecimiento (mm/día)	Biomasa (mg/día)
IF1426001	Medio	<0,0001*	<0,0001*	<0,0001*
	pH	<0,0001*	<0,0001*	0,0051*
	Medio x pH	<0,0001*	<0,0001*	<0,0001*
IF878001	Medio	<0,0001*	<0,0001*	<0,0001*
	pH	<0,0001*	<0,0001*	<0,0001*
	Medio x pH	<0,0001*	<0,0001*	0,0039*

* Efectos significativos ($P \leq 0,05$)

- *Crecimiento en Diámetro (CD)*

Se observa interacción significativa entre los factores para la cepa IF1426001. El mayor crecimiento se obtuvo con pH 4,5 en el medio MYPA ($81,06 \pm 1,28$ mm), pero no se diferenció estadísticamente de los valores restantes, excepto con los obtenidos en el medio BAF con cualquier pH, y con los obtenidos a pH 5,5 y 6,0 en cualquier medio. En la cepa IF878001 el mayor crecimiento en diámetro se obtuvo en los medios MYPA y PDA a pH 4,5 ($81,30 \pm 0,79$ y $80,97 \pm 0,92$ mm, respectivamente) aunque tampoco se diferencian en forma significativa de otros valores, a excepción principalmente del medio PGYA en casi todos los niveles de pH, y los de la mayoría de los medios con pH 5,5 y 6,0. Los valores promedios más bajos se obtuvieron para las dos cepas en el medio PDA a niveles de pH de 5,5 y 6,0. (**Cuadro 3**).

- *Velocidad Media de Crecimiento (VMC)*

Una tendencia similar a lo descrito para la variable anterior se presenta para la cepa IF1426001. La mayor velocidad de crecimiento ($3,94 \pm 0,05$ mm/día) se registró en medio MYPA con pH 4,5. En general el medio BAF y los pH, de 5,5 y 6,0 presentan valores menores. La cepa IF878001 muestra diferencias significativas entre los valores máximos ($4,01 \pm 0,05$ y $4,01 \pm 0,03$ mm/día) registrados en los medios MYPA y PDA a pH 4,5, con respecto a los medios PYGA y BAF y a los valores de pH de 5,5 y 6,0 para el medio PDA, como también para el medio MYPA asociado a los niveles de pH 4,0 y 6,0. El medio de cultivo PDA con pH 5,5 y 6,0 presentó los valores significativamente más bajos para ambas cepas (**Cuadro 3**).

- *Biomasa (B)*

Al analizar los montos promedios obtenidos de esta variable y observar los resultados a través de las interacciones entre los dos factores analizados, los mayores valores promedios obtenidos para la cepa IF1426001 fueron en el medio MYPA seguido del medio PGYA, con valores de promedios de producción de biomasa seca de $4,43 \pm 0,23$ y $4,32 \pm 0,40$ mg /día, con diferencias significativas solo con el medio BAF a pH 4,0 y 4,5 y el medio PDA para todos los niveles de pH, a excepción de 4,5. Los valores significativamente más bajos fueron para el medio PDA con pH de 5,5 y 6,0. La cepa IF878001 también muestra interacciones entre los factores evaluados, logrando la mayor biomasa con los medios MYPA a pH 4,5 y BAF a pH 5,0 ($4,28 \pm 0,11$ y $4,18 \pm 0,07$ mg/día, respectivamente). La menor producción de biomasa se presentó en el medio PDA con pH 6,0 y 5,5 (**Cuadro 3**).

Cuadro 3. Efecto de los factores medio de cultivo y nivel de pH sobre los valores medios y sus desviaciones estándar obtenidos para las variables crecimiento en diámetro, velocidad media de crecimiento y biomasa a nivel de cepa para la especie *Grifola gargal*.

Cepa	Medio	pH	Medio*pH	Crecimiento en diámetro (mm)				Velocidad media crecimiento (mm/día)				Biomasa (mg/día)			
				Cepa	Medio	pH	Medio*Ph	Cepa	Medio	pH	Medio*Ph	Cepa	Medio	pH	Medio*Ph
IF1426001 (n=175)	PDA (n=25)	4.0 (n=20)	PDA + 4.0 (n=5)	46,9a	61,9c	71,8 ijk	2,3a	3,0c	3,4 ijkl	1,7a	2,7a	2,8 bcd			
			PDA + 4.5 (n=5)			70,3 ijk			3,4 ijkl			2,9 bcde			
			PDA + 5.0 (n=5)			49,1 cdef			2,4 de			1,6 ab			
			PDA + 5.5 (n=5)			30,3 b			1,4 b			0,8 a			
	BAF (n=25)	4.5 (n=20)	PDA + 6.0 (n=5)	51,1b	67,5d	13,3 a	2,4a	3,2d	0,6 a	3,0b	3,5b	0,3 a			
			BAF + 4.0 (n=5)			38,1 bc			1,7 bc			1,6 ab			
			BAF + 4.5 (n=5)			44,6 cd			2,1 cd			2,5 bc			
			BAF + 5.0 (n=5)			53,6 defg			2,5 def			3,0 bcde			
	PGYA (n=25)	5.0 (n=20)	BAF + 5.5 (n=5)	58,7a	61,4c	60,5 fg	2,8a	2,9c	2,9 efghi	3,1a	3,1ab	4,0 cde			
			BAF + 6.0 (n=5)			58,9 efgh			2,8 efgh			3,7 cde			
			PGYA + 4.0 (n=5)			74,3 jk			3,6 kl			3,5 cde			
			PGYA + 4.5 (n=5)			74,1 jk			3,5 jkl			4,3 de			
	MYPY (n=25)	5,5 (n=20)	PGYA + 5.0 (n=5)	67,9c	55,5b	71,4 ijk	3,2b	2,6b	3,4 ijkl	4,0c	3,1ab	4,1 de			
			PGYA + 5.5 (n=5)			66,9 hij			3,2 hijk			4,1 cde			
			PGYA + 6.0 (n=5)			52,7 def			2,5 defg			3,8 cde			
			MYPY + 4.0 (n=5)			63,5 fghij			3,2 hijk			3,1 bcde			
MYPY (n=25)	6.0 (n=20)	MYPY + 4.5 (n=5)	68,8c	47,0a	81,1 k	3,3b	2,2a	3,9 l	3,6c	2,8a	4,4 e				
		MYPY + 5.0 (n=5)			71,6 ijk			3,5 jkl			3,7 cde				
		MYPY + 5.5 (n=5)			64,5 ghij			3,1 ghijk			3,4 cde				
		MYPY + 6.0 (n=5)			63,1 fghij			3,0 fghij			3,4 cde				
IF878001 (n=175)	PDA (n=25)	4.0 (n=20)	PDA + 4.0 (n=5)	65,8ab	67,3b	78,7 gh	3,2a	3,3b	3,8 ghi	2,3a	2,9b	2,4 bc			
			PDA + 4.5 (n=5)			81,0 h			4,0 i			3,3 cdefg			
			PDA + 5.0 (n=5)			76,8 fgh			3,7 fghi			2,8 bcdef			
			PDA + 5.5 (n=5)			52,6 b			2,5 b			1,9 ab			
	BAF (n=25)	4.5 (n=20)	PDA + 6.0 (n=5)	68,4b	76,0c	40,2 a	3,2a	3,7c	1,9 a	3,6c	3,7c	1,0 a			
			BAF + 4.0 (n=5)			63,8 cde			3,0 bcde			3,2 cdefg			
			BAF + 4.5 (n=5)			72,2 efgh			3,4 efgh			3,8 fg			
			BAF + 5.0 (n=5)			73,1 efgh			3,4 efgh			4,2 g			
	PGYA (n=25)	5.0 (n=20)	BAF + 5.5 (n=5)	68,2b	75,2	66,9 def	3,3b	3,6c	3,1 cde	3,1	3,4c	3,7 fg			
			BAF + 6.0 (n=5)			65,8 cdef			3,1 cde			3,1 cdef			
			PGYA + 4.0 (n=5)			57,9 bcd			2,8 bcd			2,4 bcd			
			PGYA + 4.5 (n=5)			69,4 efg			3,3 defg			3,5 defg			
	MYPY (n=25)	5,5 (n=20)	PGYA + 5.0 (n=5)	64,1a	65,6b	71,5 efgh	3,1a	3,1b	3,4 efgh	2,8b	3,0b	2,9 bcdef			
			PGYA + 5.5 (n=5)			66,2 cdef			3,1 cde			2,6 bcde			
			PGYA + 6.0 (n=5)			55,7 bc			2,6 bc			2,4 bc			
			MYPY + 4.0 (n=5)			68,8 defg			3,4 efgh			3,4 cdefg			
MYPY (n=25)	6.0 (n=20)	MYPY + 4.5 (n=5)	74,6c	57,2a	81,3 h	3,7b	2,7a	4,0 i	3,7c	2,5a	4,3 g				
		MYPY + 5.0 (n=5)			79,2 gh			3,9 hi			3,8 fg				
		MYPY + 5.5 (n=5)			76,6 fgh			3,7 fghi			3,6 efg				
		MYPY + 6.0 (n=5)			67,0 def			3,2 def			3,3 cdefg				

(*) Valores medios con una letra común no son significativamente diferentes ($p > 0,05$)

- *Correlaciones entre variables*

Para visualizar el grado de relación entre las variables CD, VMC y B, se calculó el coeficiente de correlación de Pearson (Cuadro 4), observándose una alta correlación entre las variables para ambas cepas.

Cuadro 4. Correlación entre variables crecimiento miceliar en cultivos *in vitro* de *Grifola garga*. Coeficientes de correlación de Pearson para cepa IF1426001 (sobre la diagonal) y para cepa IF8780001 (bajo la diagonal).

	CD	VMC	B
CD	-	1,0	0,78
VMC	0,99	-	0,77
B	0,64	0,61	-

A Nivel de Especie

Los ANDEVA de los datos obtenidos a nivel de especie arrojan interacciones significativas para $\alpha=0,05$ entre los factores nivel de pH y medio de cultivo con efectos sobre las variables CD, VMC y B.

- *Crecimiento en diámetro (CD)*

Analizando los resultados de los valores promedios a nivel de especie, se observa interacciones significativas entre las variables medio de cultivo y nivel de pH. En este análisis, el máximo crecimiento diamétrico se obtiene para el medio MYPA a pH 4,5 (81,2 mm), seguido del medio PDA (75,6 mm) y diferenciándose significativamente del medio BAF en sus diferentes niveles de pH, entre otros promedios obtenidos que se ubican generalmente en uno o en los dos valores extremos de pH, dependiendo del medio de cultivo con que interactúe.

Los valores más bajos en cada medio de cultivo utilizado se presentaron a pH 6,0, a excepción del medio BAF que fue a pH 4,0. El medio PDA con pH 6,0 obtiene el valor más bajo de crecimiento diamétrico ($26,73 \pm 14,43$ mm) (**Cuadro 5**).

- *Velocidad Media de Crecimiento (VMC)*

Los resultados obtenidos para esta variable muestran el valor más alto con el medio MYPA a pH 4,5, seguido del medio PDA ($3,98 \pm 0,06$ y $3,71 \pm 0,42$ mm/día, respectivamente). Estos valores solo se diferencian significativamente de los obtenidos en el medio BAF en sus distintos niveles de pH (**Cuadro 5**).

- *Biomasa (B)*

El mayor valor promedio se obtuvo en el medio MYPA con pH de 4,5 ($4,36 \pm 0,19$ mg/día). Sin embargo, este valor sólo se diferenció significativamente de los obtenidos con el medio PDA en sus diferentes niveles de pH, casi como también de los valores extremos de pH en el medio PGYA y para los 2 niveles más bajos de pH en el medio BAF (**Cuadro 5**).

- *Correlaciones entre variables*

En relación al coeficiente correlación de Pearson, las variables CD y B obtiene un valor de 0,71; entre las variables VMC y B fue de 0,69; y para variables CD y VMC fue de 1,0. Las variables se encuentran altamente correlacionadas, lo que es esperable, en cuanto todas ellas son estimaciones del mismo fenómeno de crecimiento miceliar.

Cuadro 5. Efecto de los factores medio de cultivo y nivel de pH sobre los valores medios y sus desviaciones estándar obtenidos para las variables crecimiento en diámetro, velocidad media de crecimiento y biomasa a nivel de la especie *Grifola gargal*.

Medio	pH	Medio*pH	Crecimiento en diámetro (mm)			Velocidad media de crecimiento (mm/día)			Biomasa (mg/día)		
			Medio	pH	Medio*Ph	Medio	pH	Medio*Ph	Medio	pH	Medio*Ph
PDA (n=50)	4,0 (n=40)	PDA + 4.0 (n=10)	56,4a	64,6bc	75,2 fg	2,7a	3,1bc	3,6 fg	2,0a	2,8a	2,6 cde
		PDA + 4.5 (n=10)			75,7 fg			3,7 hi			3,1 cdef
		PDA + 5.0 (n=10)			63,0 cdef			3,1 cdefgh			2,2 bc
		PDA + 5.5 (n=10)			41,4 b			1,9 b			1,4 ab
BAF (n=50)	4,5 (n=40)	PDA + 6.0 (n=10)	59,8a	71,7d	26,7 a	2,8a	3,5d	1,3 a	3,3b	3,6c	0,7 a
		BAF + 4.0 (n=10)			51,0 bc			2,4 bc			2,4 bcd
		BAF + 4.5 (n=10)			58,4 cde			2,7 cde			3,2 cdef
		BAF + 5.0 (n=10)			63,3 cdef			2,9 cdef			3,6 defg
PGYA (n=50)	5,0 (n=40)	BAF + 5.5 (n=10)	66,0b	68,3cd	63,7 cdef	3,12b	3,3cd	3,0 cdefg	3,4b	3,0ab	3,9 fg
		BAF + 6.0 (n=10)			62,3 cdef			2,9 cdef			3,4 cdefg
		PGYA + 4.0 (n=10)			66,1 def			3,2 defgh			3,0 cdef
		PGYA + 4.5 (n=10)			71,7 efg			3,4 efghi			3,9 fg
MYPA (n=50)	6,0 (n=40)	PGYA + 5.0 (n=10)	71,7c	52,1a	71,5 efg	3,5c	2,5a	3,4 efghi	3,6b	2,6a	3,5 defg
		PGYA + 5.5 (n=10)			66,6 def			3,1 defgh			3,4 cdefg
		PGYA + 6.0 (n=10)			54,2 bcd			2,6 bcd			3,1 cdef
		MYPA + 4.0 (n=10)			66,1 def			3,3 efghi			3,2 cdefg
MYPA (n=50)	6,0 (n=40)	MYPA + 4.5 (n=10)	71,7c	52,1a	81,2 g	3,5c	2,5a	4,0 i	3,6b	2,6a	4,4 g
		MYPA + 5.0 (n=10)			75,4 fg			3,7 ghi			3,8 efg
		MYPA + 5.5 (n=10)			70,6 efg			3,4 efghi			3,5 defg
		MYPA + 6.0 (n=10)			65,1 cdef			3,1 defgh			3,4 cdefg

(*) Valores medios con una letra común no son significativamente diferentes ($p > 0,05$)

DISCUSIÓN

Las cepas estudiadas muestran pequeñas variaciones en las estrategias con que cada una de ellas enfrenta los cambios de pH y medio de crecimiento, mostrando en ciertos casos respuestas que no siguen comportamientos similares entre ellas y que estarían influenciados principalmente por las interacciones que se presentan entre los factores medioambientales estudiados y la variabilidad genética que presentan dentro de la especie, cuyos resultados se deben considerar en forma particular para cada cepa evaluada.

El pH, es uno de los factores más importantes de considerar, este influye en la disponibilidad de algunos nutrientes, influyendo en la solubilidad de las sales y vitaminas y en la actividad de las enzimas dentro del sustrato donde el hongo crece (Chung, 2021). Complementariamente, Hung & Trappe (1983) comentan que los efectos de factores como el pH sobre en el crecimiento fúngico *in vitro*, deben ser interpretado con precaución, debido a que el desempeño de un hongo o cepa pueden ser afectados por una serie de otros factores que pueden hacer variar los resultados, como son la duración del experimento, las fuentes de nitrógeno, la inclusión de sales de hierro antes o después del autoclavado del medio, entre muchos otros factores. Estos mismos autores, señalan que, en igualdad de condiciones, un aislado que crezca razonablemente bien en un amplio rango de valores de pH sería preferible frente a uno que crezca bien solo en un rango restringido.

El análisis de las relaciones existentes entre las variables CD, VCM y B a nivel de cepas y especie, arrojó una alta correlación entre ellas. Sin embargo, Santiago-Martínez *et al.* (1995) mencionan que los mayores crecimientos en diámetro de la cepa bajo un cultivo *in vitro* no siempre corresponden con la mayor producción de biomasa debido a variaciones en el comportamiento de cada cepa, aspecto que pudiera ser de importancia debido al frecuente empleo de este parámetro como único elemento para evaluar el crecimiento de la cepa.

En relación a la variable CD, Rajchenber (2002) obtuvo en *G. gargal* un crecimiento radial de 30 mm en un periodo de 6 semanas en medio agar malta. El resultado obtenido por este investigador, resultado menor a lo obtenido para esta investigación, en la cual a nivel de especie se obtuvo un monto de $81,18 \pm 1,01$ mm,

mientras que a nivel de cepas se obtuvo valores de $81,06 \pm 1,28$ y $81,30 \pm 0,79$ para las cepas IF1426001 y IF878001, respectivamente. Postemsky *et al.* (2006), mediante un enriquecimiento del medio MYPA con polvo de cascarilla de girasol obtuvieron un mayor crecimiento (98 mm) en un lapso de 20 días, a pH 4,0 y 18°C como temperatura de cultivo.

Respecto a la velocidad media de crecimiento, Toledo y Barroetaveña (2017), utilizando distintos medios y cepas de *G. garga* obtuvieron valores en medio PDA de 1,6 mm/día para la cepa de mayor crecimiento. INIA-FIA (2004) lograron una tasa mucho menor con 1.17 mm/día en medio de Agar- extracto de papa y levadura a 20 °C. Tales valores fueron menores a lo observado en los ensayos desarrollados en esta investigación, los que en medio MYPA con pH 4,5, a nivel de especie alcanzaron $3,98 \pm 0,06$ mm/día, en un período de 21 días; mientras que para la cepa IF1426001 fue de $3,94 \pm 0,05$ mm/día y para la cepa IF878001 de $4,01 \pm 0,05$ mm/día. Investigaciones realizadas por Postemsky *et al.* (2006), indican que en el medio MYPA se obtiene un VMC de 4,3 mm/día con pH de 4,0, lo que es levemente mayor a lo obtenido por esta investigación en el mismo medio. Sin embargo, una mejora realizada por estos mismos investigadores, con la adición de polvo de cascarilla de girasol al medio de cultivo, les permitió elevar la tasa a 4,9 mm/día.

En relación a la variable biomasa, el medio MYPA con pH de 4,5 resulta el más productivo en términos de materia seca, logrando para las cepas IF1426001 y IF878001, montos de $4,43 \pm 0,23$ y $4,28 \pm 0,11$ mg/día, respectivamente, mientras que a nivel de especie alcanzó los $4,36 \pm 0,19$. Estas cifras son ligeramente inferiores a las obtenidas por Postemsky *et al.* (2006), quienes consiguen 5,2 mg/día y que mediante enriquecimiento del medio MYPA con polvo de cascarilla de girasol, aumentan el crecimiento, llegando a 7,3 mg/día. Utilizando medios líquidos de MYP Postemsky (2012) obtuvo los mejores rendimientos a 20°C y pH 4,0, a diferencia de Harada *et al.* (2006) que alcanzaron los mejores resultados a pH 4,5 en medio líquido de PGY a 20 °C.

CONCLUSIONES

Los resultados obtenidos en esta investigación confirman interacciones significativas entre el medio de cultivo y el pH, siendo el medio MYPA con pH de 4,5, la combinación más efectiva para promover el crecimiento de todas las variables evaluadas. A nivel de las cepas evaluadas, hubo algunas diferencias en cuanto a preferencias en los medios asociados y niveles de pH. La cepa IF1426001 logró el mejor resultado en el medio MYPA a pH 4,5. En tanto que, la cepa IF878001 presentó promedios un tanto similares y más altos dentro de CD y VCM para los medios MYPA y PDA a pH 4,5, mientras que para la mayor producción de biomasa la obtuvo en el medio MYPA a pH 4,5 y BAF a pH 5,0. Las relaciones entre las variables CD, VMC y B, tanto a nivel de cepas como a nivel de especie mostraron una alta correlación. El conocimiento más acabado del comportamiento de cada cepa de *G. garga* bajo condiciones de cultivo específicos, requerirá de mayores estudios para definir los parámetros medioambientales adecuados para su óptimo desarrollo.

G. Garga es una especie endémica del cono Sur de América, precisamente en zonas del sur de Chile y Argentina. Sin embargo, su hábitat ha ido restringiéndose, por lo que uno de los puntos principales de este trabajo es la obtención de información de su comportamiento frente a variables medioambientales bajo condiciones controladas, con el propósito de ayudar a preservar su variabilidad genética, basado en las cepas que puedan ser capturadas y aisladas. Este aspecto es de suma importancia, debido al grado de vulnerabilidad de la especie (Furci, 2020), siendo la pérdida o degradación de los hábitats donde crece, se desarrolla y reproduce una de las causas de su vulnerabilidad. Este hongo ha sido investigado recientemente debido a las posibles cualidades medicinales, como productor de compuestos químicos de importancia comerciales o para el consumo como producto alimenticio, este último, con avances importantes realizados en Japón (Kawade *et al.*, 2009; Harada *et al.*, 2015a). En tanto que Mayett & Martínez-Carrera (2010), mencionan que, en la actualidad, los hongos silvestres comestibles concitan un gran interés social, científico, económico y tecnológico.

El posible escalamiento hacia un cultivo en ambiente controlado de esta especie, deberá contar con conocimientos relativo a sus requerimientos ambientales, nutricionales y de una adecuada identificación

de cada cepa rescatada desde su ambiente natural, cuya información se irá generando y recopilando con los avances que se logren en las investigaciones que a futuro puedan asociar cepas más productivas con condiciones ambientales específicas. Este mayor conocimiento de *G. gargal*, representa una alternativa para su domesticación, pudiendo incorporar el cultivo y con ello promover el acceso a alimentos saludables por parte de la población rural.

REFERENCIAS

- Barroetaveña, C. & Rajchenberg, M. (2019).** Hongos comestibles silvestres de la región Andino Patagónica de Argentina. Manual de campo. Manual N° 19. ISSN 1514-2256. 40 p.
- Boa, E. (2004).** Wild edible fungi. A global overview of their use and importance to people. Non-wood forest products 17. FAO, Roma, Italia. 147 pp. ISBN: 92-5-105157-7
- Chung, P. (2020).** Captura, aislación y evaluación del crecimiento de material fúngico de la región de Ñuble para su incorporación al banco de hongos comestibles del Instituto Forestal. Ciencia e Investigación Forestal INFOR Chile. 26(3): 65-92. <https://doi.org/10.52904/0718-4646.2020.538>
- Chung, P. (2021).** Influencia de diferentes medios de cultivo y niveles de pH en el crecimiento in vitro de 6 cepas del género *Suillus*. Ciencia & Investigación Forestal, 27(3), 17–33. <https://doi.org/10.52904/0718-4646.2021.555>
- De Bruijn, J., Loyola, C., Aqueveque, P., Cañumir, J., Cortéz, M. & France, A. 2008.** Influence of heat treatment on the antioxidant properties of *Grifola gargal* hydro alcoholic extracts. Micología Aplicada Internacional, 20(1): 27-34. ISSN: 1534-2581
- Furci, G. 2020.** *Grifola gargal*. The IUCN Red List of Threatened Species 2020. <https://doi.org/10.2305/IUCN.UK.2020-3.RLTS.T75725863A75725878.en>
- Harada, E., Kawade, M., Meguro, S. & Kawachi, S. (2006).** The flavor compounds of *Grifola gargal*, the Chilean edible mushroom. Japanese Society of Mushroom Science and Biotechnology. Vol. 14 N° 4. Pp: 183-189.
- Harada, E., Morizono, T., Sumiya, T. & Meguro, S. (2015a).** Production of Andean-Patagonian edible mushroom *Grifola gargal* on wood-based substrates. Mycoscience 56, pp: 616-621. <https://doi.org/10.1016/j.myc.2015.06.005>
- Harada, E., D'Alessandro-Gabazza, C., Toda, M., Morizono, T., Chelakkot-Govindalayathil, A., Roen, Z., Urawa, M. et al. (2015b).** Amelioration of atherosclerosis by the new medicinal mushroom *Grifola gargal* Singer. J Med Food. 18(8):872–881. <https://doi.org/10.1089/jmf.2014.3315>
- Harada, E., Morizono, T., Kanno, T., Saito, M., Kawagishi, H. (2020).** Medicinal mushroom, *Grifola gargal* (Agaricomycetes), lowers triglyceride in animal models of obesity and diabetes and in adults with prediabetes. Int. J. Med. Mushrooms 22, 79–91, <https://doi.org/10.1615/IntJMedMushrooms.2019033285>
- Hawksworth, D. & Luecking, R. (2017).** Fungal diversity revisited: 2.2 to 3.8 million species. Microbiol Spectr. 5(4). <https://doi.org/10.1128/microbiolspec.FUNK-0052-2016>
- Hawksworth, D. (2001).** The magnitude of fungal diversity: the 1.5 million species estimate revisited. Mycological Research 105: 1422-1432. <https://doi.org/10.1017/S0953756201004725>
- Hung, L. & Trappe, J. (1983).** Growth variation between and within species of ectomycorrhizal fungi in response to pH *in vitro*. Mycologia 75:234-241, <https://doi.org/10.2307/3792807>
- INIA-FIA (2004).** Desarrollo del Cultivo del hongo silvestre gargal (*Grifola gargal*) y sus alternativas de procesamiento industrial. Proyecto Cod. FIA-PI-C-2004-1-A-018. FIA-INIA-UDEC. Informe Final. 99 p.
- Kawade, M., Harada, E., Nishioka, H. & Meguro, S. (2009).** Cultivation of *Grifola gargal*, the Chilean edible mushroom, in wood meal medium: The screening of suitable strains for cultivation. Japanese Society of Mushroom Science and Biotechnology. Vol. 17(2):75-79. https://doi.org/10.24465/msb.17.2_75
- Mayett, Y. & D. Martínez-Carrera, D. (2010).** El consumo de los hongos comestibles y su relevancia en la seguridad alimentaria de México. Capítulo 18. Pp. 293-329. En: Hacia un Desarrollo Sostenible del Sistema de Producción-

Consumo de los Hongos Comestibles y Medicinales en Latinoamérica: Avances y Perspectivas en el Siglo XXI. Eds. D. Martínez-Carrera, N. Curvetto, M. Sobal, P. Morales y V. M. Mora. Red Latinoamericana de Hongos Comestibles y Medicinales-COLPOSUNS-CONACYT-AMC-UAEM-UPAEPIMINAP, Puebla.

- MMA (2021).** Ficha final de antecedentes de especie. *Grifola gargal* Singer. Ministerio de Medio Ambiente. En: https://clasificacionespecies.mma.gob.cl/wp-content/uploads/2021/03/Grifola_gargal_17RCE_FINAL.pdf
- Molina, R. & Palmer, J. (1982).** Isolation, maintenance and pure culture manipulation of ectomycorrhizal fungi. In: N. C. Schenk (ed.). Methods and Principles of Mycorrhizal Research. American Phytopathological Soc. St.Paul, pp. 115-129.
- Montgomery, D. (1984).** Design and Analysis of Experiments. John Wiley & Sons. New York. 649p.
- Moser, M. (1960).** Die Gattung Phlegmacium. Die Pilze Mitteleuropas 4. J. Bad Heilbrunn.
- Palma, J., Claramunt, V., Molina, E., Montenegro, I. & Chung, P. (2021).** Manual para la recolección y manejo sustentable de hongos silvestres comestibles. El caso de loyo, changle, gargal y diweñe. Instituto Forestal. Santiago, Chile. Manual N° 60. 54p. <https://doi.org/10.52904/20.500.12220/31353>
- Postemsky, P. (2012).** Cultivo y Propiedades medicinales de *Grifola gargal* y *Grifola sordulenta*. Tesis de Doctorado en Biología. Depto. de Biología, Bioquímica y Farmacia, Universidad Nacional del Sur, CERZOS – CONICET, Argentina. 319 p.
- Postemsky, P., González, R., Figlas, D. & Curvetto, N. (2006).** Optimizing *Grifola sordulenta* and *Grifola gargal* growth in agar and liquid nutrient médium. Micología Aplicada Internacional, 18(1): 7-12.
- Pozzi, C., Lorenzo, L. & Rajchenberg, M. 2009.** Un hospedaje exótico del hongo comestible *Grifola gargal* (Basidiomicota, Fungi). Nota Técnica. Bol. Soc. Argent. Bot., 44(1-2): 9-10.
- Rajchenberg, M. (2002).** The genus *Grifola* (Aphyllophorales, Basidiomycota) In Argentina revisited. Bol. Soc. Argent. Bot., 37(1-2): 19-27.
- Sanchez Jardón, L., Soto, D., Torres, M., Moldenhauer, L., Solis Ehijos, M., Ojeda, J., Rosas, B. et al. (2017).** Hongusto, innovación social en torno a los hongos silvestres y cultivados en Aysén. Ediciones Universidad de Magallanes, Coyhaique, Chile. 96 p.
- Santiago-Martínez, G., Varela, L., Estrada-Torres, A. & Cuaxilo, V. (1995).** Efecto de seis medios de cultivo sobre el crecimiento de tres cepas de *Pisolithus tinctorius*. Revista Mexicana de Micología, N° 11. Pp: 57-68.
- Santiago-Martínez G., Estrada-Torres, A., Varela, L. & Herrera, T. (2003).** Crecimiento en siete medios nutritivos y síntesis in vitro de una cepa de *Laccaria bicolor*. Agrociencia, 37(6): 575-584.
- Savoie, J. & Largeteau, M. (2011).** Production of edible mushrooms in forest: trends in development of a mycosilviculture. Applied Microbiology Biotechnology, N° 89. Pp: 971-979. <https://doi.org/10.1007/s00253-010-3022-4>
- Singer, R. (1969).** Mycoflora Australis. Nova Hedwigia Beiheft, N° 29. Pp:1-405.
- Toledo, C. & Barroetaveña, C. (2017).** Crecimiento micelial de especies silvestres de hongos comestibles de los bosques andino-patagónicos: Primeros pasos para su domesticación. Bol. Soc. Argent. Bot., 52(3): 435-446. <https://doi.org/10.31055/1851.2372.v52.n3.18025>
- Valenzuela, E. (2003).** Hongos comestibles silvestres colectados en la X Región de Chile. Boletín Micológico, vol. 18. Pp: 1-14. <https://doi.org/10.22370/bolmicol.2003.18.0.374>



ARTÍCULO

Propagación de *Carica chilensis*, especie endémica, vulnerable y amenazada del norte de Chile: Un avance para su conservación.

José Hernández Cartes^{1*} & Sergio Silva Soto¹

¹Instituto Forestal, Sede Diaguitas, La Serena, Chile.

*Autor para correspondencia: jhernandez@infor.cl.

DOI: <https://doi.org/10.52904/0718-4646.2023.601>

Recibido: 10.11.2023; Aceptado 07.12.2023

RESUMEN

Se estudió la propagación sexual y asexual de *Carica chilensis* (Palo gordo o papayo silvestre), arbusto endémico clasificado como Vulnerable, que se distribuye desde el sur de la Región de Atacama, principalmente en la Región de Coquimbo y más escasamente en la Región de Valparaíso, entre los 0 a 500 msnm. Unos de los principales problemas de esta especie es su baja producción de frutos, implicando una escasa a nula regeneración natural. Sin embargo, técnicas de propagación pueden mitigar o resolver este problema, empleando germoplasma para su conservación *ex situ* y posterior reintroducción en su hábitat natural. Durante las prospecciones en terreno se identificó 11 poblaciones de individuos adultos. En tres de ellas (Los Vilos, Punta Colorada y Freirina) se recolectó frutos y vástagos, que fueron utilizados para establecer dos ensayos, uno de propagación sexual y otro de propagación vegetativa. En el ensayo 1 se evaluó el efecto de la germinación de semillas en 4 temperaturas de incubación (15, 20, 25 y 30°C), remojadas en 2 concentraciones de ácido giberélico (AG) (0 y 500 mg/L) e incisión en el micrópilo (con y sin incisión). En el ensayo 2 se determinó la respuesta al enraizamiento con 4 concentraciones de ácido indol butírico (AIB) (0, 1000, 3000, 5000 y 10000 mg/L) y dos tipos de material vegetal (juvenil y adulto). En ensayo 1 se observó que los mayores porcentajes de germinación fueron los de semillas tratadas con ácido giberélico por 24 horas e incubación a 15 °C, y los de semillas solo en incubación a 25 °C, registrando 50% y 53% de germinación, respectivamente. En ensayo 2 se observó que para la propagación asexual el porcentaje de enraizamiento alcanzó un 50% con el uso de material juvenil y sin la utilización de la hormona (AIB), no existiendo respuesta de enraizamiento con material recolectado de plantas adultas.

Palabras claves: *Carica chilensis*, arbusto endémico, zonas áridas, propagación.

SUMMARY

The sexual and asexual propagation of *Carica chilensis* (Palo gordo or wild papaya) was studied. *C. chilensis* is an endemic shrub classified as Vulnerable, which is distributed from the south of the Atacama Region, mainly in the Coquimbo Region and more sparsely in the Valparaíso Region, between 0 to 500 meters above sea level. One of the main problems of this species is its low fruit production, implying little to no natural regeneration. However, propagation techniques can mitigate or solve this problem, using germplasm for *ex situ* conservation and subsequent reintroduction into its natural habitat. During field surveys, 11 populations of adult individuals were identified. In three of them (Los Vilos, Punta Colorada and Freirina) fruits and shoots were collected, which were used to establish two trials. In trial 1, the effect of seed germination was evaluated at 4 incubation temperatures (15, 20, 25 and 30°C), 2 concentrations of gibberellic acid (GA) (0 and 500 mg/L) and incision in the micropyle (with and without incision). In test 2, the rooting response was determined with 4 concentrations of indole butyric acid (IBA) (0, 1000, 3000, 5000 and 10000 mg/L) and two types of plant material (juvenile and adult). In trial 1, it was observed that germination presented the highest percentages with seeds treated with gibberellic acid for 24 hours and incubation at 15 °C and seeds only incubated at 25 °C, recording 50% and 53% germination, respectively. In test 2 it was observed that for asexual propagation the rooting percentage reached 50% with the use of juvenile material and without the use of the hormone (AIB), there being no rooting response with material collected from adult plants.

Key words: *Carica chilensis*, endemic shrub, arid areas, propagation

INTRODUCCIÓN

En la macrozona norte de Chile la escasez hídrica y el aumento de la temperatura producto del cambio climático global, unido a la constante explotación de los recursos naturales por parte del ser humano, la agricultura intensiva, el cambio de uso de suelo para urbanismo, la ganadería y la minería han generado una pérdida de hábitat y biodiversidad significativa (Castro, 2007; Navarro, 2015). Asimismo, la riqueza biológica, particularmente de su componente flora, ha sido y es de especial interés para botánicos y conservacionistas, siendo reconocida a nivel mundial por su alto grado de endemismos (Squeo *et al.*, 2001; Arroyo *et al.*, 2004).

En particular, la Región de Coquimbo se caracteriza por concentrar la mayor diversidad de plantas nativas de Chile en comparación a las otras regiones del país (1.478 especies), con un alto nivel de endemismo (53,5%) y por estar ubicada en el sector norte del *hotspot* mundial de biodiversidad de Chile central (Squeo *et al.*, 2001; Arroyo *et al.*, 2004; 2006). A pesar de esto, la superficie regional destinada para fines de conservación de la biodiversidad es escasa, solo un 0,37% de la superficie regional está incluida dentro del Sistema de Áreas Silvestres Protegidas del Estado (Lagos *et al.*, 2001).

Uno de los principales desafíos para la conservación del patrimonio vegetal del país, es la recuperación de las formaciones xerofíticas de alto valor ecológico, formaciones que poseen una gran biodiversidad de especies vegetales las cuales en su mayoría están en alguna de las categorías de estado de conservación, señaladas en el Reglamento para Clasificar Especies según Estado de Conservación, debido a las diferentes amenazas a las que están sometidas (MMA, 2005).

La actividad humana y el cambio climático son una de las principales amenazas para la biodiversidad en Chile, produciendo altos niveles de degradación y fragmentación de hábitat cuyo frente más activo se encuentra en la Región de Coquimbo (Santibáñez *et al.*, 2008). En esta región el 92% del territorio está afectado por niveles de desertificación graves a moderados y se estima que 2.96 millones de hectáreas están afectadas por este proceso y con un predominio notable de desertificación grave (Emanuelli *et al.*, 2016).

Carica chilensis (Planch. ex A.DC.) Solms (palo gordo o papayo silvestre) es una especie arbustiva de 1-4 metros de altura, tallo suculento monopódico o ramificado, cilíndrico, corto y grueso que florece entre noviembre y diciembre. Su fruto es una baya ovoide de 1,2-1,7 cm de largo, color café-verdoso, que contiene semillas ovoides, envueltas en mucílago. El palo gordo, es la especie con distribución más austral de la familia, posee adaptaciones ecofisiológicas que le permiten vivir en condiciones ambientales restringidas al litoral del norte de Chile (MMA, 2025; Hechenleitner *et al.*, 2005).

Es una especie endémica de Chile y se encuentra en Estado de Conservación Vulnerable. Su distribución es fragmentada y circunscrita a hábitat costeros específicos, se restringe a unas 20 localidades desde el sur de la Región de Atacama, principalmente en la Región de Coquimbo, y más escasamente en la Región de Valparaíso, crece de 0 a 500 msnm. Según MMA (2005) la extensión de la presencia es de aproximadamente 610 Km, casi lineares, con muy escasa variación en longitud, la mayor presencia se concentra en la vertiente occidental de la cordillera de la costa de la Región de Coquimbo, ya que las subpoblaciones extremas son aisladas. Según Cuevas (1991) las mayores poblaciones de la especie se encuentran en el Parque Nacional Fray Jorge, donde la densidad promedio de individuos por hectárea es de 163, estimando que la población es superior a los 17.824 individuos, incluyendo agrupaciones de individuos más o menos densas hasta la presencia de individuos aislados.

Uno de los principales problemas de la especie, que está estrechamente asociado a su estado de conservación, es la escasa a nula regeneración natural observada *in situ*, debido a la alta depredación de sus semillas y plantas. La disponibilidad de semillas y la propagación de estas son etapas claves que deben estar desarrolladas y protocolizadas para implementar con éxito programas de conservación y restauración de especies vegetales. Disponer de semillas y/o propágulos de alta calidad genética y fisiológica es esencial para aumentar la probabilidad de reintroducción de especies amenazadas. Por ello, se hace imperativo conocer sus mecanismos de propagación tanto sexual como asexual en vivero, tarea que se vuelve compleja, particularmente para la reproducción sexual, dada la escasa producción de semillas.

Desde esta perspectiva, se hace indispensable para esta especie estudiar la fisiología de sus semillas y los factores que afectan su dormancia y germinación, la fenología y los periodos de establecimiento de plántulas (Lentz & Johnson, 1998) y el desarrollo de métodos de propagación vegetativa, lo cual permitiría resolver los cuellos de botella impuestos por la falta de disponibilidad de semillas (Hartmann *et al.*, 2002).

Atendiendo al interés por la conservación y propagación de *Carica chilensis*, este trabajo evalúa el efecto de la aplicación de ácido giberélico, incisión micrópilo y temperatura de incubación en la germinación de sus semillas. Se evalúa también el efecto del ácido indol butírico y el estado de desarrollo del material vegetal en el enraizamiento de sus estacas de tallo.

MATERIALES Y MÉTODOS

Entre los meses de enero y marzo de 2019 se prospectó 11 localidades desde el sur de la Región de Atacama (Freirina y Punta Colorada) hasta la Región de Coquimbo (Chungungo, Quebrada el Arrayan, Pan de Azúcar, Ita Bajo, Caimanes, Los Vilos, Parque Nacional Fray Jorge, Mincha Norte y Valle El Encanto) con presencia de individuos de *C. chilensis*

En las localidades prospectadas se estableció áreas de monitoreo con el objeto de explorar el estado sanitario y fenológico de frutos de *C. chilensis* (datos no presentados). De acuerdo a estos criterios, así como la cantidad de individuos presentes y productividad frutal, se seleccionó tres poblaciones en tres localidades (Los vilos, Punta Colorada y Freirina) para la recolección de frutos.

Para representar en forma proporcional toda o gran parte de la diversidad genética presente en las localidades mencionadas se recolectaron aleatoriamente cantidades similares de frutos. Las semillas obtenidas fueron agrupadas con el objetivo de cumplir con el número necesario para el establecimiento del ensayo de germinación. A una fracción de ellas se les realizó la prueba de corte con la finalidad de establecer su viabilidad aparente en función de la presencia de embrión (**Figura 1**).

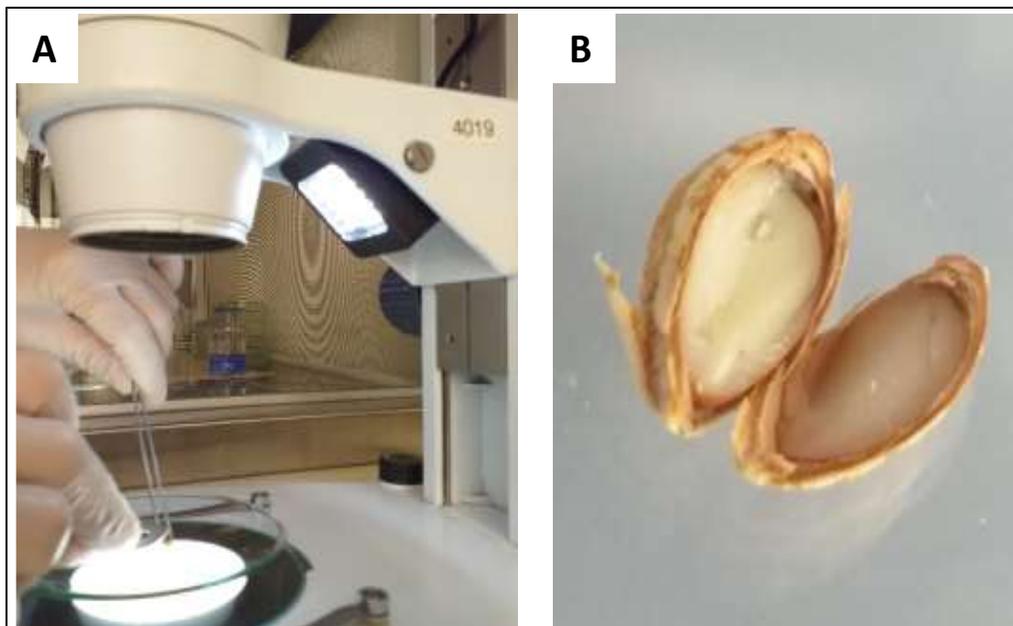


Figura 1. Viabilidad en semilla de *C. chilensis*: (A) Semillas sometidas a prueba de corte. (B) Semillas con embriones viables.

Ensayo de Germinación

Previo a la manipulación de las semillas estas fueron sometidas a un proceso de desinfección consistente en: 5 minutos de remojo en alcohol al 70%, en constante agitación; otros cinco minutos de remojo en una solución de cloro comercial diluida al 20%, también en constante agitación; y tres enjuagues en agua destilada, por 5 minutos cada uno.

Una vez desinfectadas, las semillas fueron manipuladas y establecidas en placas Petri en un medio de crecimiento con agar - agar al 2% e incubadas en cámaras de crecimiento con un fotoperiodo de 12:12 Luz/Oscuridad y 70 % de humedad relativa. El periodo de incubación se extendió hasta que la germinación se mantuvo constante por tres días. Se consideró como semilla germinada a toda aquella que presentó al menos 2 mm de radícula emergida al momento de la revisión (ISTA, 2004).

Para evaluar el comportamiento de la germinación, las semillas fueron sometidas a diferentes temperaturas de incubación, se estableció un experimento de tipo factorial de 3 factores. Los factores fueron (i) la temperatura de incubación (15°C, 20°C, 25°C y 30°C); (ii) la adición de ácido giberélico en el medio de crecimiento (con ácido y sin ácido); y (iii) la extracción del micrópilo (con micrópilo y sin micrópilo). Con ello se formó un diseño factorial de 4 x 2 x 2 donde cada tratamiento contó con 3 réplicas de 10 semillas cada una montada sobre una placa Petri con agar-agar.

Los tratamientos pre germinativos fueron aplicados a las semillas de la siguiente manera:

- Aplicación de ácido giberélico (AG): Las semillas fueron dispuestas dentro de un vaso precipitado de 250 ml, luego se les vertió AG hasta $\frac{1}{4}$ de su volumen, permaneciendo en remojo por 24 h.
- Incisión micrópilo: Antes de sacar el micrópilo, las semillas fueron lavadas tres veces en agua destilada. Posteriormente fueron dispuestas bajo lupa para remover el micrópilo, labor que fue realizada con pinza y bisturí.

La evaluación del número de semillas germinadas fue efectuada cada 2 días para obtener la germinación máxima acumulada expresada en porcentaje de germinación y determinada mediante la expresión (1).

$$G(\%) = \left(\frac{n_i}{N_i} \right) * 100 \quad (1)$$

Donde:

G (%): Germinación

n_i : Es el número de semillas germinadas el i-ésimo día

N_i : Es el número de semillas totales

Para comparar los tratamientos se usó la metodología del valor máximo de Czabator (Czabator, 1962) (máximo promedio diario de germinación) y la energía germinativa (porcentaje de germinación acumulado al día donde se produce el valor máximo) (Cabello *et al.*, 2001-2002).

Al final del período de ensayo, se evaluó la capacidad germinativa por medio de un análisis de varianza (ANOVA) y test LSD Fisher para establecer diferencias entre los tratamientos mediante el software Infostat.

Propagación Vegetativa por Estacas

El material de propagación fue obtenido desde individuos juveniles y adultos. Los primeros correspondían a plantas de un año de edad, obtenidas desde semillas; los segundos eran plantas adultas provenientes de poblaciones naturales. El material adulto fue almacenado en cajas refrigeradas a 10 °C y trasladado al laboratorio de la sede Diaguitas del Instituto Forestal en La Serena, para su procesamiento. El material fue dimensionado a una longitud promedio de 8,0 cm \pm 0,5, posteriormente se cortaron las hojas a nivel del peciolo, dejando solo dos hojas en el ápice de cada estaca. Previo al tratamiento cada estaca fue desinfectada mediante su inmersión en una solución con fungicida (Captan 10 g/L) durante 15 minutos. El

sustrato de enraizamiento fue una mezcla de turba con vermiculita, en proporción volumétrica de 1:1. Se utilizó almácigueras de 120 cc. Para evaluar el efecto de la concentración de ácido indol butírico (AIB) y del estado de desarrollo de la fuente de propágulos en el enraizamiento de las estacas, se estableció un diseño experimental que correspondió a 3 bloques completos al azar, considerando un diseño factorial de 4 concentraciones de ácido indolbutírico (AIB) (0, 1000, 3000, 5000, y 10000 mg/L) y dos tipos de material vegetal (juvenil y adulto). La unidad muestral estuvo constituida por 10 estacas de cada tratamiento en cada uno de los bloques. El ensayo de enraizamiento tuvo una duración de 90 días, a partir del 1° de septiembre de 2019 (**Figura 2**).



Figura 2. Propagación vegetativa por estacas con material juvenil: (A) Recolección de material juvenil. (B) Estaca. (C) Establecimiento de material vegetal en el medio de crecimiento.

Al final del período de ensayo, se evaluó el porcentaje de estacas enraizadas por medio de un análisis de varianza (ANOVA) y test LSD Fisher para establecer diferencias entre los tratamientos mediante el software Infostat.

RESULTADOS

Germinación de Semillas

Los resultados obtenidos indican que las semillas de *C. chilensis* fueron capaces de germinar en todas las combinaciones ensayadas, obteniendo en promedio un 30% de capacidad germinativa. El análisis de varianza realizado a la germinación final demostró la existencia de diferencias significativas entre los tratamientos de temperatura de incubación ($p \leq 0,05$), contrariamente a lo ocurrido para la aplicación de ácido giberélico ($p = 0,3459$) y la incisión en el micrópilo ($p = 0,0613$) (**Figura 3, Cuadro 1**). El aumento de la temperatura de germinación a 30°C redujo significativamente la germinación, independientemente del tratamiento aplicado (**Figura 3**).

Los porcentajes significativamente mayores de germinación (50% o superior) fueron obtenidos en semillas incubadas a 25°, 20° y 15°C, remojadas en ácido giberélico y con micrópilo. La germinación más alta se obtuvo para el tratamiento control a 25°C (53% de germinación), seguido por los tratamientos control a 20°C (50% de germinación) y tratamiento con AG-con micrópilo a 15°C (50% de germinación). Para el resto de los tratamientos la germinación fue menor y fluctuó entre 10% y 40% (**Figura 3, Cuadro 1**).

Las mayores energías germinativas, logradas en 14 y 21 días, se evidenciaron en el control a 25°C y en el tratamiento con AG y con micrópilo a 15°C, cuyos porcentajes alcanzaron 46,7% y 43,3%, con valores máximos de Czbator de 3,3 y 2,1, respectivamente (**Cuadro 1**). Para el resto de los tratamientos, los valores de energía germinativa estuvieron por debajo del 40%. A medida que aumentó la temperatura de incubación, sin la adición del ácido giberélico y la incisión del micrópilo, aumento la germinación hasta los 25°C, sobre este valor se redujo significativamente la germinación (**Figura 3**).

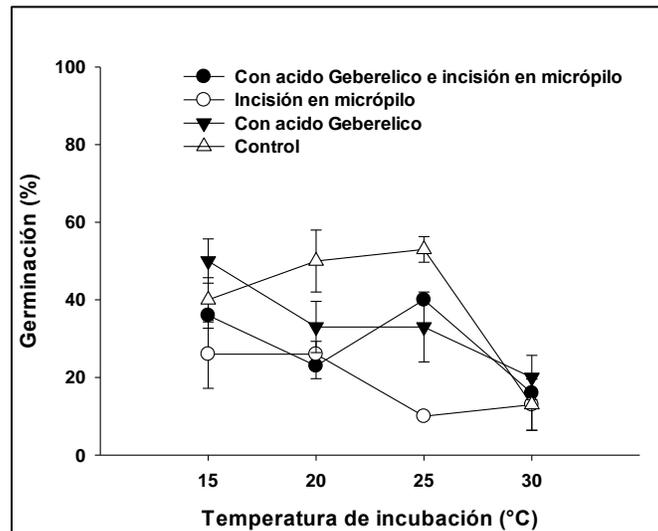


Figura 3. Germinación de *Carica chilensis* con distintos tratamientos pregerminativos

Cuadro 1. Germinación de semillas de *Carica chilensis* bajo distintas temperatura e incubación, inmersión en ácido giberélico (AG) e incisión en el micrópilo.

Temperatura (°C)	Tratamiento	Capacidad Germinativa (%)	Valor Máximo Czbator	Energía Germinativa (%)	Período de Energía (días)
15	Con AG 500-sin micrópilo	36,6 ab	1,6	36,7	23
15	Sin AG-sin micrópilo	26,6 abc	1,3	26,7	21
15	Con AG 500-con micrópilo	50,0 a	2,1	43,3	21
15	Control	40,0 ab	1,9	40,0	21
20	Con AG 500-sin micrópilo	23,3 abc	1,3	20,0	15
20	Sin AG-sin micrópilo	26,7 abc	1,6	23,3	14
20	Con AG 500-con micrópilo	33,3 ab	1,9	30,0	16
20	Control	50,0 a	1,7	26,7	16
25	Con AG 500-sin micrópilo	40,0 ab	2,5	40,0	16
25	Sin AG-sin micrópilo	10,0 c	0,6	6,7	12
25	Con AG 500-con micrópilo	26,6 bc	1,7	26,7	16
25	Control	53,0 a	3,3	46,7	14
30	Con AG 500-sin micrópilo	16,6 bc	1,1	13,3	12
30	Sin AG-sin micrópilo	13,3 c	0,6	13,3	21
30	Con AG 500-con micrópilo	20,0 bc	1,0	16,7	16
30	Control	13,3 c	2,7	13,3	5

Valores acompañados de letras distintas dentro de una columna difieren significativamente según test LSD Fisher ($p < 0,05$). Cada valor es el promedio de 3 réplicas de 10 semillas

Las semillas incubadas a una temperatura de 25°C iniciaron su germinación a los 9 días, aumentando progresivamente hasta el día 19 para posteriormente estabilizarse hasta el final del ensayo (día 26), alcanzando un máximo de germinación final del 53,3%. En cambio, la germinación de las semillas control a 20°C y semillas con AG-con micrópilo a 15°C comenzó a los 12 días y fue aumentando hasta alcanzar el día 26 un máximo del 50% de germinación. Los tres tratamientos alcanzan un máximo de germinación al día 26, no obstante, el tratamiento semillas control a 25°C tiene una respuesta germinativa más rápida, alcanzando su valor máximo el día 19, siete días antes que los otros dos tratamientos. El valor máximo de Czabator alcanzado en estos tres tratamientos fue de 3,3 al día 12 (semillas control 25°C), 2,1 al día 21 (Con AG-con micrópilo 15 °C) y 1,7 al día 21 para el tratamiento semillas control 20°C (Figura 4).

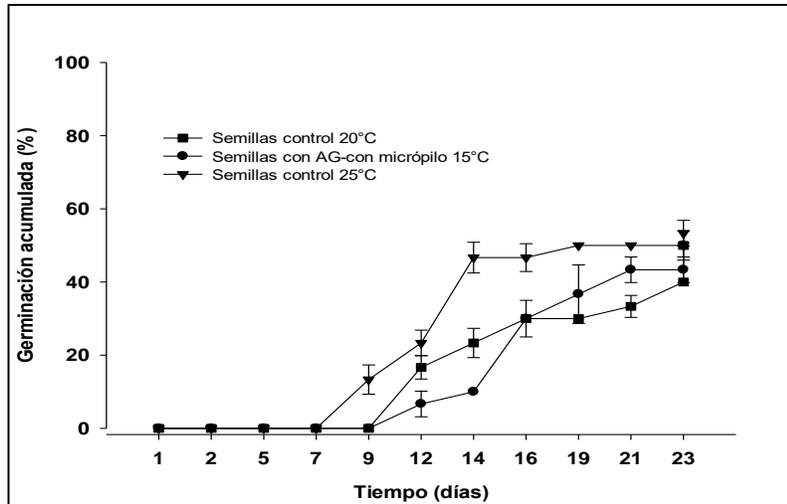


Figura 4. Germinación acumulada con los resultados de los 3 mejores tratamientos pregerminativos aplicados. Cada valor es el promedio de 3 repeticiones de 10 semillas.

La germinación de las semillas de *C. chilensis*, acontece en una primera etapa con la rotura de la testa a los 5 días de establecidas las semillas en el medio de crecimiento, a los 12 días se desarrolla la radícula y con ella las primeras raíces secundarias y al día 26 existe un desarrollo de raíces primarias y secundarias (Figura 5).



Figura 5. Etapa de desarrollo en la germinación de semillas de *Carica chilensis*

Propagación Vegetativa por Estacas

Transcurridos 90 días de establecidas en el medio de crecimiento, el enraizamiento de las estacas provenientes de material juvenil varió desde un 50% con 0 ppm de AIB hasta la nula respuesta con 10.000 ppm de AIB. En cambio, para las estacas recolectadas desde material adulto, no hubo enraizamiento en ningunos de las concentraciones a AIB. La aplicación de AIB, no logró un efecto positivo en el enraizamiento ($P > 0,05$), demostrando la dificultad de propagar vegetativamente *Carica chilensis* mediante estacas (Figura 6).

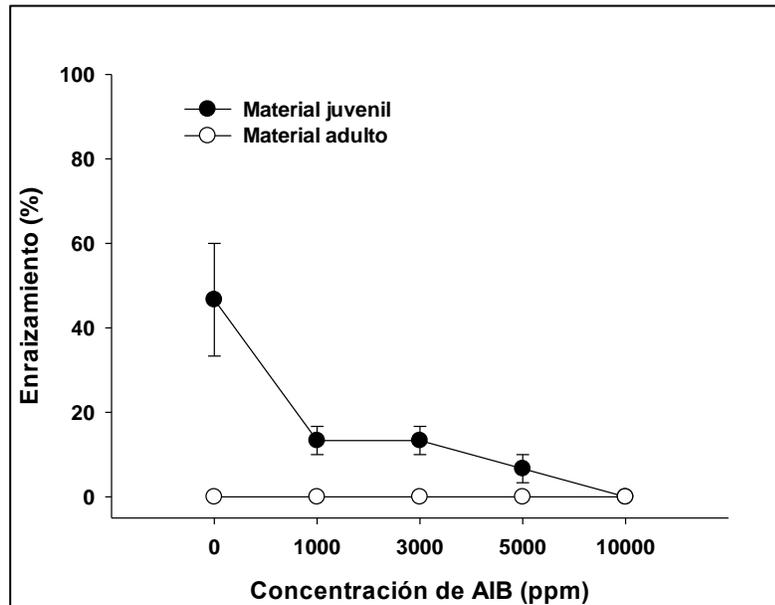


Figura 6. Enraizamiento de estacas provenientes de material juvenil y adulto, sometido a diferentes concentraciones de ácido indol butírico (AIB), en sombreadero al cabo de 90 días invierno.

DISCUSIÓN

Germinación de Semillas

Actualmente existen escasos antecedentes publicados para la germinación de *Carica chilensis* debido principalmente a su escasa producción de frutos. La poca presencia de frutos sería producto de la herbívora sobre plantas (reclutas) y de la alta fragmentación de las poblaciones, esto último asociado a la condición de escasez hídrica de los últimos años y factores de origen antrópico (urbanismo y agricultura) que podrían estar afectando su dinámica reproductiva, tal como se ha descrito para otras especies vegetales de zonas áridas.

De estos factores, la escasez hídrica y la herbivoría parecieran ser las más relevantes. *Carica chilensis* es un arbusto escaso y que en forma natural presenta baja densidad y se restringe a la zona árida del norte de Chile. Dadas las condiciones de ocupación del espacio, la fragmentación de las comunidades que integra y el reducido número de subpoblaciones (20 subpoblaciones), donde se estima un área de ocupación menor de 500 Km² (MMA, 2023).

Lieffer & Shay (1981) señalan que la disponibilidad hídrica afecta la producción de frutos en especies vegetales, ya que influye en el transporte relativo de nutrientes a las estructuras reproductivas y vegetativas. En especies vegetales de zonas áridas, la floración y fructificación son etapas críticas que están bajo el control de mecanismos fisiológicos que son afectados por variables climáticas (Moti, 1979).

Por otra parte, [Figueroa et al. \(2004\)](#), documentan que los estudios sobre germinación de especies del desierto del norte de Chile, son prácticamente inexistentes, dificultando así la discusión sobre su ocurrencia, preponderancia y significado ecológicos de algún mecanismo de latencia. Si se considera que la zona norte de Chile presenta una baja disponibilidad de agua, lo natural es que estas semillas presenten una testa impermeable al agua, que permita que las semillas permanezcan en el suelo por un prolongado tiempo hasta que las condiciones ambientales sean ideales para la germinación y el posterior establecimiento de las plantas. *C. chilensis* es una especie de semillas de longitud promedio de 9,0 mm que no presenta grandes problemas de germinación, en este estudio se obtuvo un 53% de germinación utilizando una temperatura de incubación entre 15 y 25°C. [Roberts & Neilson \(1980\)](#) señalan que las especies con semillas pequeñas requieren un mayor tiempo y mayores volúmenes de agua para germinar. A su vez, estas semillas pequeñas son las que permanecen viables por períodos prolongados de tiempo.

El porcentaje de germinación del 53 y 50% obtenido con los tratamientos: a) Semillas control 25°C. b) Con AG-con micrópilo 15°C, y c) Semillas control 20°C, muestra resultados superiores a los documentados por [Leal \(2013\)](#), quien señala solo un 14% de germinación en semillas de *C. chilensis*, cuyo procedimiento fue remojar en agua oxigenada al 1,7% durante 12 horas, lavado y secado para un posterior remojo en ácido giberélico durante 24 horas a una concentración de 250 ppm. Esta diferencia de la capacidad germinativa se puede deber a la época de recolección de la semilla, en este procedimiento para algunas especies, como el papayo, es fundamental el grado de maduración del fruto que afecta sobremanera la calidad de la semilla.

La germinación lograda en los tratamientos que consideraban remojo por 24 horas en ácido giberélico, no se diferenció significativas de los demás tratamientos, contradiciendo lo reportado por [Panta \(1992\)](#) y [Rojas \(1996\)](#), quienes estudiando el efecto del ácido giberélico en la germinación de la semilla de papaya, concluyeron que el remojo de la semilla en ácido giberélico favorece el porcentaje de germinación y acelera la germinación y la velocidad de la misma.

Por otra parte, el lavado de las semillas para eliminar el mucílago que las rodea, es un factor preponderante para su germinación. [Bermúdez-Guzmán et al. \(2017\)](#), indican que se debe eliminar la sustancia que cubre la semilla de papaya, ya que la fermentación de la misma reduce considerablemente el poder germinativo de las semillas. Si bien ambos tratamientos presentaron igual capacidad germinativa, al analizar la velocidad de germinación (Valor máximo de Czabator), el tratamiento consistente solo en una temperatura de incubación de 25°C resulta con mejores resultados, al lograr un más rápido inicio de la germinación.

El comportamiento de germinación de las semillas de *C. chilensis* indica una adaptación de la especie para poder germinar en la naturaleza, bajo las condiciones de temperatura que se registran durante las estaciones de primavera y verano en la zona norte de Chile, época del año que concuerda con la producción de frutos y dispersión de las semillas. Al caer al suelo, el material reproductivo encontraría condiciones de temperatura para germinar, sin embargo, no estarían las condiciones climáticas de precipitaciones para asegurar su establecimiento, condiciones que concuerdan con la escasa a nula regeneración natural de la especie.

Propagación Vegetativa

Los resultados de enraizamiento obtenidos en este estudio sugieren que *Carica chilensis* presenta problemas para la reproducción vegetativa mediante estaca provenientes de material adulto, existiendo una nula respuesta en la formación de raíces. El arraigamiento de estacas para algunas especies está condicionado por el árbol madre de donde provienen. Para muchas de ellas hay un factor genético que limita el proceso rizogénico, existiendo genotipos con mayor o menor capacidad para producir raíces adventicias. Sin embargo, en este estudio se recolectaron estacas de individuos adultos de un total de 3 poblaciones de la especie, mostrando todas nula respuesta al enraizamiento. Si se considera las condiciones climáticas extremas del lugar, estas incitarían un mínimo desarrollo de crecimiento vegetativo, el que se evidencia en la escasez de yemas y un disminuido desarrollo de hojas provocando bajos niveles de auxinas endógenas ([Hartmann et al., 2002](#)).

Santelices & Cabello (2006) comentan que la baja respuesta en el enraizamiento en algunas especies se debe probablemente a la época de recolección de las estacas, siendo este un factor importante a considerar para la inducción de raíces. Este argumento es concordante con lo descrito por Spethmann (1982), quien encontró variaciones en las tasas de enraizamiento con material recolectado en diferentes épocas estacionales. Sin embargo, estacas provenientes de plantas jóvenes de vivero, puestas a enraizar sin la aplicación de AIB, presentaron un 50% de enraizamiento, coincidiendo con antecedentes bibliográficos que destacan la importancia de seleccionar material proveniente de plantas sanas y vigorosas, influyendo también la edad de la planta madre y su estado fisiológico (Delgado *et al.*, 2008; Hartmann *et al.*, 2002).

A medida que aumentó la concentración hormonal disminuyó el porcentaje de enraizamiento, resultados que difieren con numerosos estudios en el sentido de que la aplicación de AIB es un procedimiento que influye en el enraizamiento (Krisantini *et al.*, 2003; Santelices & Cabello, 2006; Bettioli-Neto *et al.*, 2006) y se debe a que esta fitohormona aumenta el transporte de carbohidratos a la base del corte, estimulando la formación de raíces adventicias (Hartmann *et al.*, 2002).

Sin embargo, otros estudios concuerdan con los resultados obtenidos en esta investigación, donde las auxinas sintéticas y sus diferentes concentraciones no tuvieron un efecto significativo sobre las variables estudiadas (Hernández *et al.*, 2005; Ruiz *et al.*, 2005; Latsague *et al.*, 2009). Según Hartmann *et al.* (2002), se debe a que las auxinas exógenas no tuvieron un reconocimiento por parte de las células o proteína receptora para originar algún cambio metabólico, o la concentración interna de fitohormona no fue la suficiente para inducir raíces adventicias. Los resultados obtenidos en este estudio contradicen a lo señalado por Hartmann *et al.* (2002), donde el AIB no es tóxico en un amplio rango de concentraciones, porque se encontró que el aumento de las concentraciones de AIB provocó una disminución significativa del porcentaje de enraizamiento de la especie.

CONCLUSIONES

Para efectos de propagación *ex situ*, la latencia que presentan las semillas de *C. chilensis* puede romperse usando de una temperatura de incubación de 25°C. Se sugiere el uso de semillas maduras, lavadas con abundante agua y secadas a temperatura ambiente. La propagación por semillas resulta ser una alternativa atractiva para reproducir esta especie por conservar su variabilidad genética. Sin embargo, la escasa disponibilidad de semillas dificulta propagarla.

Vegetativamente, la especie puede propagarse por estacas provenientes de plantas juveniles, sin necesidad de aplicar hormona de enraizamiento (AIB).

Ambas técnicas, propagación por semilla y vegetativa, pueden funcionar como complementos y contribuir a la conservación de la especie.

Dado que C. chilensis presenta una seria amenaza de extinción, se necesita urgentemente una adecuada estrategia de conservación, la cual debe considerar una mezcla de métodos de propagación, como las realizadas en este estudio. Sumado a lo anterior, se debe considerar una estrategia adecuada en términos de la restauración ecológica de esta especie, en la cual se considere la incorporación de la máxima diversidad genética de la misma.

RECONOCIMIENTOS

Este tema de investigación fue desarrollado gracias al Programa de Restauración de Ecosistemas de alto valor ecológico financiado por el Ministerio de Agricultura y al apoyo del proyecto “Estudio de Métodos y Técnicas Silvícolas para la Recuperación de formaciones xerofíticas con presencia de *Myrcianthes coquimbensis*, *Carica chilensis* y *Cordia decandra*” financiado por el Fondo de Investigación del Bosque Nativo.

REFERENCIAS

- Arroyo, M.T.K., Marquet, P., Marticorena, C., Simonetti, J.A., Cavieres, L.A., Squeo F.A & Rozzi, R. (2004). Chilean winter rainfall-Valdivian forests. En: Mittermeier, R.A., Gil, P.R., Hoffmann, M., Pilgrim, J., Brooks, T., Mittermeier, C.G., Lamoreux, J. & da Fonseca, G.A. (Eds). Hotspots Revisited: Earth's Biologically Wealthiest and most Threatened Ecosystems: 99-103. CEMEX, México D.F.
- Arroyo, M., Marquet, P., Marticorena, C., Cavieres, L., Squeo, F., Simonetti Zambelli, J., Rozzi, R. & Massardo, F. (2006). El hotspot chileno, prioridad mundial para la conservación. Diversidad de ecosistemas, ecosistemas terrestres. En: <http://repositorio.uchile.cl/handle/2250/120068>. Consulta: marzo, 2020.
- Bermúdez-Guzmán, M.J., Guzmán-González, S., Lara-Reyna, J., Palmeros-Suárez, P.A., López-Muraira, I.G. & Gómez-Leyva, J.F. (2017). Presence of Papaya ringspot virus (PRSV) in weed associated with *Carica papaya* in Colima, México. Revista Mexicana de Fitopatología, 36(1): 1-15. <https://doi.org/10.18781/R.MEX.FIT.1706-2>
- Bettioli-Neto, J.E., Pio, R., Bueno, SCS., Bastos, D.C. & Scarpere-Filho, J.A. (2006). Enraizamiento de estacas dos porta-enxertos araticum-de-terra-fria (*Rollinia* sp.) e araticum-mirim (*Rollinia emarginata* Schldtl.) para anonáceas. Ciência e Agrotecnologia, 30(6): 1077-1082. <https://doi.org/10.1590/S1413-70542006000600005>
- Cabello, A., Sandoval, A. & Carú, M. (2001-2002). Efecto de los tratamientos pregerminativos y de las temperaturas de cultivo sobre la germinación de semillas de *Talguenea quinquenervia* (Talguén). Ciencias Forestales, 16(1-2): 11-18.
- Castro, N. (2007). La desertificación de los suelos en Chile, un mal mayor.
- Cuevas, R.A. (1991). Estudio de la distribución local y descripción ecológica de las poblaciones de *Carica chilensis* (Planch.) Solms-Laub. Del Parque Nacional Fray Jorge. Memoria para optar al título profesional de Ing. Forestal, Universidad de Chile, Santiago, p 128.
- Czabator, F.J. (1962). Germination value: An index combining speed and completeness of pine seed germination. Forest Science, 8(4): 386-396.
- Delgado, M., Cuba, M., Hechenleitner, P. & Thiers, O. (2008). Propagación vegetativa de taique (*Desfontainia spinosa*) y tepa (*Laureliopsis philippiana*) con fines ornamentales. Bosque, 29(2): 120-126. <https://doi.org/10.4067/S0717-92002008000200004>
- Emanuelli, P., Milla, F., Duarte, E., Torrealba, J., Garrido, C., Orellana, O., López, S. & Colmenares, M.V. (2016). Diagnóstico de la desertificación en Chile y sus efectos en el desarrollo sustentable. Sud-Austral Consulting SpA, Santiago de Chile, marzo de 2016. En: https://www.researchgate.net/publication/312139716_Diagnostico_de_la_desertificacion_en_Chile_y_sus_efectos_en_el_desarrollo_sustentable. Consulta: marzo, 2020.
- Figuroa, J.A., Lobos, P., Cavieres, L.A., Pichard, H. & Way, M. (2004). Ecofisiología de semillas en ambientes contrastantes de Chile: Un gradiente desde ecosistemas desérticos a templados-húmedos. En: Marino, H. (Ed). Fisiología Ecológica en Plantas Mecanismos y Respuestas a Estrés en los Ecosistemas. EUV Valparaíso (Chile). Pp: 81-98.
- Hartmann, H.T., De Kester, F.T., Davies, J.R. & Geneve, R.L. (2002). Plant propagation: Principles and practices. New Jersey, USA. Prentice Hall. 880 p.
- Hechenleitner, P., Gardner, M.F., Thomas, P.I., Echeverría, C., Escobar, B., Brownless, P. & Martínez, C. (2005). Plantas amenazas del Centro-Sur de Chile: Distribución, Conservación y Propagación. Universidad Austral de Chile-Royal Botanic Garden Edinburgh. Valdivia, Chile. 188 pp.
- Hernández, J.R., Aramendia, H. & Cardona, C.E. (2005). Influencia del ácido indolbutírico y ácido naftalenacético sobre el enraizamiento de esquejes de caña flecha (*Gynerium sagittatum* Aubl.). Temas Agrarios, N° 10. Pp: 5-13. <https://doi.org/10.21897/ta.v10i1.626>
- ISTA (2004). International Rules for Seed Testing. International Seed Testing Association (ISTA). 2004.. Zurich, Switzerland. 243 p.

- Krisantini, S., Johnston, M., Williams, R.R. & Beveridge, C. (2003).** Propagation of *Grevillea*. Combined Proceeding. The International Plant Propagators' Society, N° 53. Pp: 154-158.
- Lagos, V., Torres, J.M. & Noton, C. (2001).** Conservación de la Diversidad Biológica: El Sistema Nacional de Áreas Silvestres Protegidas del Estado (SNASPE) como herramienta de Gestión para la Región de Coquimbo. En Libro Rojo de La Flora Nativa y de los Sitios Prioritarios para su Conservación. Ediciones Universidad de la Serena.
- Latsague, M., Sáez, P. & Yáñez, J. (2009).** Efecto del ácido indolbutírico en la capacidad rizogénica de estacas de *Eucryphia glutinosa*. Bosque, 30(2): 102-105. <https://doi.org/10.4067/S0717-92002009000200006>
- Lentz, H. & Johnson, A. (1998).** Factors affecting germination of endangered northeastern Bulrush, *Scirpus ancistrochaetus* Schuyler (*Cyperaceae*). Seed Sci. Tech., 26, in press.
- Leal, V. (2013).** Esfuerzos de propagación de *Carica chilensis* (Palo Gordo) Propagation Palo Gordo (*Carica chilensis* (Planch. ex A.DC.) Solms.). Sociedad agronómica de Chile. Simiente 83(1- 4): I-XVII.
- Lieffers, V.J. & Shay, J.M. (1981).** The effect of water level on the growth and reproduction of *Scirpus maritimus* var. *paludosus*. Canadian Journal of Botany, N° 59. Pp: 118-121. <https://doi.org/10.1139/b81-019>
- Moti, J.J. (1979).** Flowering, seed formation and dispersal. In: Arid-land ecosystems. International Biological Program 16, Cambridge University Press 1: 627-646.
- MMA (2005).** Reglamento para la Clasificación de Especies Silvestres Según Estado de Conservación, Ley 19.300. Ministerio del Medio Ambiente. 2005. Disponible en: <https://clasificacionespecies.mma.gob.cl/>. Consulta: marzo, 2020.
- MMA (2023).** Clasificación de Especies según Estado de Conservación Listado de Especies Clasificadas desde el 1º al 18º Proceso de Clasificación RCE (actualizado a octubre de 2023). Ministerio del Medio Ambiente. En: <https://clasificacionespecies.mma.gob.cl/>
- Navarro, C. (2015).** Caracterización de la flora y vegetación del sitio sector norte de Quilpué, y su valorización como sitio de alto valor para la conservación de la biodiversidad en la Región de Valparaíso. Memoria para optar al título profesional de Geógrafa, Facultad de Arquitectura y Urbanismo, Universidad de Chile. 117 pp.
- Panta, MA. (1992).** Efecto del ácido giberélico en la germinación y crecimiento de la papaya (*Carica papaya* L.) a nivel de vivero. Tesis. Ing. Agr. Universidad Nacional de Piura. 109 p.
- Roberts, HA. & Neilson, JE. (1980).** Seed survival and periodicity of seedling emergence in some species of *Atriplex*, *Chenopodium*, *Polygonum* and *Rumex*. Annual Applied Biology, N° 94. Pp: 111-120. <https://doi.org/10.1111/j.1744-7348.1980.tb03902.x>
- Rojas, H.S. (1996).** Efecto de la Aplicación del ácido giberélico y de la profundidad de siembra sobre la germinación de la semilla de papaya (*Carica papaya* L.) Tesis. Ing. Agr. Universidad Nacional de Piura. 111 p.
- Ruiz, R., Vargas, JJ., Cetina, VM. & Villegas, A. (2005).** Efecto del ácido indolbutírico (AIB) y tipo de estaca en el enraizado de *Gmelina arborea* Roxb. Revista Fitotecnia Mexicana, 28(4): 319-326. <https://doi.org/10.35196/rfm.2005.4.319>
- Santelices, R. & Cabello, A. (2006).** Efecto del ácido indolbutírico, del tipo de la cama de arraigamiento, del sustrato y del árbol madre en la capacidad de arraigamiento de estacas de *Nothofagus glauca* (Phil.) Krasser. Revista Chilena de Historia Natural, N° 79. Pp: 55-64. <https://doi.org/10.4067/S0716-078X2006000100005>
- Santibáñez, F., Santibáñez, P. & Solís, L. (2008).** Análisis de vulnerabilidad del sector silvoagropecuario, recursos hídricos y edáficos de Chile frente a escenarios de Cambio Climático. Capítulo "Análisis de vulnerabilidad silvoagropecuaria en Chile frente a escenarios de Cambio Climático". Centro AGRIMED. Universidad de Chile.
- Spethmann, W. (1982).** Stecklingsvermehrung von Laubbaumarten. I. Versuche mit Ahorn, Esche, Eiche, Buche, Kirsche, Linde, Birke. Allgemeine Forst-und Jagdzeitung, N° 153. Pp: 13-24.
- Squeo, F., Arancio, G. & Gutiérrez, J. (2001).** Libro Rojo de la Flora Nativa y de los Sitios Prioritarios para su Conservación: Región de Coquimbo Ediciones Universidad de La Serena, La Serena, Chile.



APUNTE

¿Es la semilla de origen local el mejor material genético para efectos de restauración?

Braulio Gutiérrez Caro^{1*}

^{1*} Instituto Forestal, sede Biobío. bgutierr@infor.cl

*Autor para correspondencia

DOI: <https://doi.org/10.52904/0718-4646.2023.598>

Recibido: 18.10.2023; Aceptado 10.11.2023

RESUMEN

Se cuestiona el paradigma de que las semillas de origen local son la mejor alternativa para efectos de restauración. Al respecto, se describen situaciones en que el uso de semillas foráneas o mezclas de semillas locales y foráneas resultan opciones más adecuadas que el mero uso de semilla local. Se plantea que estas consideraciones contribuirán a mejorar la selección del origen de las semillas utilizadas para plantaciones de restauración, permitiendo así mejorar el grado de éxito de estas iniciativas.

Palabras clave: Semilla local, restauración, procedencias, diversidad genética, potencial evolutivo.

SUMMARY

The paradigm that local seeds are the best alternative for restoration purposes is questioned. In this regard, situations are described in which the use of foreign seeds or mixtures of local and foreign seeds are more appropriate options than the mere use of local seeds. It is proposed that these considerations will contribute to improving the selection of the origin of the seeds used for restoration plantations, thus allowing the degree of success of these initiatives to be improved.

Key words: Local seed, restoration, provenance

INTRODUCCIÓN

En las iniciativas de restauración se ha de velar por seleccionar un material de plantación idóneo y genéticamente diverso para cada sitio de plantación (Ipinza & Gutiérrez, 2014). Al respecto, la principal y más relevante consideración genética que condiciona la producción de plantas con fines de restauración, es el abastecimiento de semillas o materiales de propagación adecuados, especificándose que para estos efectos la idoneidad del material de propagación, se refiere al origen y diversidad genética de las fuentes de semillas y de los lotes de semillas que desde allí se obtienen (Gutiérrez, 2021).

En efecto, es ampliamente aceptado que tales elementos son determinantes para la adaptación de las plantas al sitio de restauración y también para conservar el potencial evolutivo y ofrecer así un amplio espectro de variabilidad genética para seguir adaptándose a las cambiantes condiciones futuras. Por lo mismo, si la restauración busca asegurar el establecimiento y la perpetuación natural de las masas implantadas, rehabilitar los procesos ecológicos que permiten a las poblaciones reorganizarse por sí mismas y formar comunidades funcionales, resilientes y adaptables a las condiciones cambiantes, entonces, el origen y la diversidad genética de los materiales implantados es un aspecto crucial. Por el contrario, al no tener en cuenta estas consideraciones, las iniciativas de restauración podrían estar destinada al fracaso, aunque esto solo llegue a ser perceptible mucho después de iniciada la actividad, tal como lo sugieren Thomas *et al.* (2014, 2015) y se detalla en Bozzano *et al.* (2014).

Un punto distinto, pero muy relacionado con lo anterior es dilucidar que tan idónea es la semilla local para satisfacer los requisitos de una iniciativa específica de restauración. En efecto, el uso de semillas de origen local en la restauración es una práctica prudente, habitual y muy extendida, que se ha consolidado en una especie de paradigma de que “*lo local es lo mejor*”. Sin embargo, esta postura no considera ni integra algunos importantes aspectos como la pérdida de biodiversidad, la fragmentación del hábitat y el cambio climático (McKay *et al.*, 2005; Breed *et al.*, 2013; Jones, 2013; Hancock *et al.*, 2013; Hancock & Hughes, 2014, Gellie *et al.*, 2016). Tampoco considera en toda su extensión el concepto de los acervos genéticos de restauración (Jones, 2003; Jones & Monaco, 2007) y no son escasos los resultados empíricos en que las fuentes locales han tenido desempeños inferiores a los obtenidos por material genético más lejano (Nolan *et al.*, 2023; Gellie *et al.*, 2016).

En el contexto descrito, el presente documento busca poner sobre la mesa algunas consideraciones y reflexiones respecto al origen del material genético involucrado en actividades de plantación o siembra implementadas en el marco de iniciativas de restauración, aportando y revisando alguna información que permita ponderar en mejor forma los criterios de selección de semillas para promover un nuevo paradigma, de que para efectos de restauración “*lo local no siempre es lo mejor*”.

QUÉ ES SEMILLA LOCAL

La semilla es el componente fundamental de las plantaciones de restauración y elegir el origen de las mismas es la principal decisión que tendrá consecuencias importantes en el proceso de restauración. Tradicionalmente se ha fomentado el uso preferencial de semillas locales, asumiendo que ellas maximizan el éxito, al preservar la adaptación local específica. Sin embargo, no es fácil definir que constituye una “procedencia local”, ya que la procedencia a menudo se basa en límites espaciales arbitrarios y por lo mismo, el concepto de “local” resulta ampliamente divergente entre proyectos (Havens *et al.*, 2015). Como indican McKay *et al.* (2005), una de las principales preocupaciones genéticas de los profesionales de la restauración es definir ¿Qué tan local es local?. Frecuentemente se tienden a asumir que la adaptación local viene dada por defecto, aspecto respaldado por numerosos estudios de genética ecológica, sin embargo, también hay evidencia de que el flujo de genes, los bancos de semillas y, quizás lo más importante, las fluctuaciones temporales en la selección pueden reducir la probabilidad de ecotipos locales altamente especializados.

Tradicionalmente la semilla local es aquella que se obtiene en el mismo sitio de plantación o en áreas próximas a esta. En los mejores casos se extiende el concepto de local a la semilla procedente de la misma procedencia, o zona de procedencia del lugar de plantación. Esta semilla generalmente presenta ventajas adaptativas que han motivado su uso preferente en las iniciativas de restauración, sin embargo, atribuirle *a priori* esas ventajas desconoce que, en ambientes fuertemente degradados, fragmentados y bajo condiciones de cambio climático, ya no es posible generalizar que siempre las semillas de origen local serán las mejores, o incluso ni siquiera una alternativa adecuada para la restauración de un sitio particular (Havens *et al.*, 2015).

Se ha descubierto que la diferenciación genética adaptativa entre poblaciones aumenta con la distancia geográfica, lo que refleja una correlación entre la distancia y las diferencias en las condiciones ambientales a las que las poblaciones se han adaptado. Sin embargo, también es común que las especies muestren una importante diferenciación genética a pequeña escala entre diferentes hábitats, así, la existencia de mosaicos ambientales puede hacer que sitios geográficamente distantes presenten condiciones similares, mientras que las condiciones que imperan en sitios cercanos pueden ser muy diferentes (Thomas *et al.*, 2015). Por lo mismo, será más importante buscar semillas en las áreas más similares al sitio de restauración, en lugar que simplemente en las más cercanas (Mijnsbrugge *et al.*, 2010).

En efecto, la investigación genética indica que la distancia geográfica es un mal predictor de la diferenciación adaptativa (McKay *et al.*, 2005) y no existe un criterio claro para determinar, en distancia, hasta dónde se pueden mover con éxito las plantas a partir del lugar de origen de sus semillas. El concepto “local” queda entonces mejor definido por la similitud climática y ambiental del material de origen en relación con el sitio de plantación a donde será transferido (Erikson & Halford, 2020). En este sentido la definición

de procedencias, zonas de procedencias, zonas genéticas o zonas semilleras es una medida útil para orientar la colecta de semillas.

SOBREVALORACIÓN DE PROCEDENCIA LOCAL

En restauración normalmente se sugiere que es importante usar semilla localmente adaptada, por cuanto las poblaciones locales a menudo muestran ventajas para el sitio de restauración, en tanto que el material genético foráneo puede tener problemas de adaptación a las condiciones ambientales locales. En efecto, se han listado numerosas desventajas y peligros asociados al uso de material foráneo, entre ellos la alteración de las frecuencias génicas; la introducción de genes mal adaptados a las condiciones locales; la hibridación interespecífica entre material local y foráneo, que puede generar un impacto negativo sobre la estructura genética de la población local mediante depresión exogámica o contaminación genética; la fijación de genotipos inadaptados debido a la deriva genética; la alteración de los patrones locales de interacción genética entre especies; una menor capacidad para adaptarse a cambios ambientales futuros y una serie de derivaciones en cascada a nivel poblacional y comunitario a partir de los argumentos primarios (Endler *et al.*, 2010; Mijnsbrugge *et al.*, 2010; Hancock *et al.*, 2013). Sin embargo, tales desventajas, si bien razonables, comienzan a perder valor en la medida que se trabaja en ambientes fuertemente degradados o bajo las modificaciones ambientales asociadas al cambio climático (Jones, 2013; Hancock *et al.*, 2013), obligando a los restauradores a reconsiderar el principio básico de la ecología de la restauración, respecto a la idoneidad del material local al enfrentar condiciones como las indicadas.

Por otra parte, aun cuando a menudo se asume que las poblaciones locales son superiores a las foráneas, existen abundantes estudios que demuestran que las poblaciones no locales pueden expresar un mejor desempeño que las propias del lugar (Mijnsbrugge *et al.*, 2010). Esto ocurre especialmente cuando las poblaciones locales han perdido variabilidad genética y exhiben pérdidas de adaptabilidad que no garantizan su permanencia en el escenario climático proyectado a futuro (Jones & Monaco, 2007; Lowe, 2010).

Distintos experimentos para comparar el desempeño de procedencias (trasplantes recíprocos, ensayos de jardín común o pruebas de procedencias y de interacción genotipo ambiente) frecuentemente han evidenciado superioridad de genotipos no locales, concluyéndose que un excesivo énfasis en germoplasma local puede ocultar el hecho de que la proximidad geográfica para los sitios de plantación no es necesariamente el mejor indicador de la calidad o la idoneidad del material de propagación.

Dos meta-análisis descritos en Jones (2013) muestran que, si bien el desempeño local superó el rendimiento de una población no local elegida al azar en el 71% de las comparaciones, la adaptación general entre entornos fue tan frecuente como adaptación local. Por su parte, Hancock *et al.* (2013) tras comparar el rendimiento de plantas de seis especies (*Acacia falcata*, *Bursaria spinosa* ssp. *spinosa*, *Eucalyptus crebra*, *E. tereticornis*, *Hardenbergia violacea* y *Themeda australis*) cultivadas a partir de semillas locales y no locales en dos experimentos de jardín común, encontraron poca evidencia de que las plantas de procedencia local fueran superiores a las de procedencias distantes en términos de supervivencia y establecimiento. De 12 evaluaciones efectuadas (6 especies x 2 sitios) solo en 4 hubo diferencias significativas de supervivencia a favor de la procedencia local. En términos de crecimiento (altura, diámetro y biomasa aérea) y porcentaje de floración, solo en una de las 6 especies se observó una superioridad consistente del origen local sobre el foráneo (*B. spinosa*). En síntesis, no detectan pruebas sólidas de superioridad local para el éxito del establecimiento, lo que les permite concluir que la inclusión de material de procedencia no local puede considerarse como una estrategia de adaptación para mitigar los efectos de un entorno cambiante al aumentar el potencial evolutivo de la especie en el sitio.

Las mismas conclusiones se obtienen en el estudio de Hancock & Hughes (2014) donde se compara una procedencia local con 3 procedencias no locales de *E. tereticornis* en campo y bajo condiciones controladas, en cámara de crecimiento, donde se simulan condiciones de temperatura esperadas para escenarios climáticos del año 2050. No hubo evidencia de superioridad local para la supervivencia o el crecimiento, tanto en terreno como en cámara. Incluso, en el ensayo de campo la procedencia local sufrió una herbivoría significativamente mayor que la procedencia no local. En general, las procedencias de

climas más cálidos demostraron un rendimiento de crecimiento comparable, y a menudo mejor, que las plantas de procedencia local.

Gellie *et al.* (2016) confirman la situación anterior con un experimento de jardín común, donde comparan procedencias locales y no locales de *Eucalyptus leucoxylon*, en términos de supervivencia, altura, susceptibilidad a la herbivoría de insectos y estrés relacionado con patógenos. La procedencia local tuvo la mayor mortalidad y creció menos. La procedencia local también sufrió más por la herbivoría de invertebrados y el estrés relacionado con patógenos. Sus resultados dejan en evidencia que no se obtendría ninguna ventaja durante el establecimiento de *E. leucoxylon* utilizando únicamente la procedencia local, sugiriendo que la incorporación de mezclas de semillas más diversas de todo el gradiente de aridez durante la restauración de bosques abiertos de *Eucalyptus* proporcionaría beneficios cuantificables para la restauración (por ejemplo, entre un 6 y un 10 % más de supervivencia, entre un 20 y un 25 % más de altura de las plantas, entre un 16 y un 45 % más resistencia a patógenos durante el establecimiento).

En forma análoga, al evaluar la supervivencia y crecimiento de un ensayo de procedencias y progenies de roble (*Nothofagus obliqua*) de 16 años de edad, Gutiérrez (2020) observa que existe escasa diferenciación de desempeño entre procedencias y regiones de procedencias, siendo más evidente a nivel de progenies. Al respecto concluye que no hay coincidencia entre los mejores materiales y los materiales locales, estos últimos evidencian una superioridad marginal y no se destacan en forma especialmente favorables entre los orígenes y progenies evaluados. En otra evaluación, para un ensayo de procedencias y progenies de coigüe (*Nothofagus dombeyi*) de 15 años de edad no se observan diferencias estadísticamente significativas entre zonas de procedencia, resultando que la procedencia local no se diferencia de las foráneas para efectos de crecimiento en altura ni diámetro (Gutiérrez, 2017).

CUANDO LO LOCAL NO ES LO MEJOR

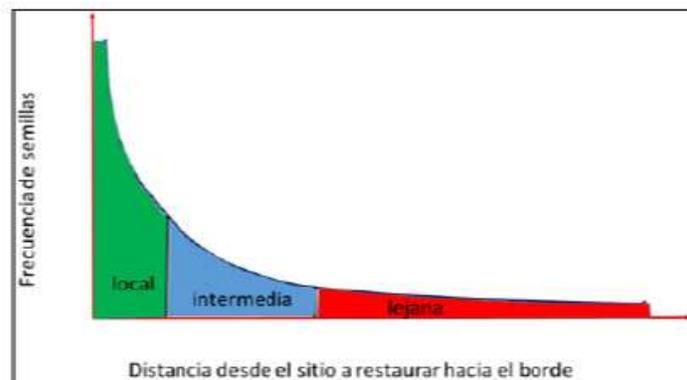
Ecosistemas Muy Degradados o Fragmentados

Cuando en las áreas a recuperar o restaurar persisten pocos árboles remanentes, estos pueden ser consanguíneos y con una importante reducción de su adecuación biológica. Tal situación invalida o reduce el valor de dicha población como una fuente semillera adecuada (Vranckx *et al.*, 2012; Breed *et al.*, 2012; Murawski *et al.*, 1994; Ng *et al.*, 2009). Este escenario suele imperar en condiciones de gran alteración, cuando no existen fuentes de semilla local, o cuando las fuentes existentes son pequeñas, de poca variabilidad genética y ya no resultan adecuadas para repoblar el sitio degradado. En estas condiciones, en que las poblaciones locales remanentes no pueden satisfacer los requerimientos de diversidad genética que garanticen el potencial adaptativo de la vegetación implantada Broadhurst & Boshier (2014) señalan que las fuentes locales podrían no producir semilla de calidad para labores de restauración, indicando que la pérdida de diversidad genética puede requerir el uso de semillas desde poblaciones no locales.

Debe tenerse en cuenta que la diversidad genética es necesaria no solo para proteger los recursos genéticos, sino que también para mejorar el éxito inicial de la restauración y proporcionar resistencia contra la presión ambiental y las condiciones cambiantes del futuro. La diversidad genética del material forestal reproductivo afecta significativamente a la supervivencia, crecimiento y productividad de los árboles, pero también a la capacidad de adaptación y, por lo tanto, a la autosostenibilidad de las poblaciones. En efecto, como lo especifican Tomas *et al.* (2014; 2015), la diversidad genética se relaciona positivamente no solo con el valor adaptativo de las poblaciones de árboles sino también, y de modo más general, con el funcionamiento y la resiliencia del ecosistema; por lo mismo, una adecuada atención a la diversidad genética de las semillas y plantas es particularmente importante para la restauración de los bosques.

Consecuentemente, en condiciones en que la semilla local no proporciona suficiente diversidad genética, el abastecimiento de germoplasma forestal de sitios más lejanos, pero de condiciones ecológicas similares, puede ser una mejor opción que recurrir a bosques cercanos fragmentados, intensamente explotados o árboles aislados (Breed *et al.*, 2011; Sgro *et al.*, 2011). Esto constituye el ejemplo clásico de que “*lo local no siempre es lo mejor*”. En efecto para fines de promover la diversidad genética del germoplasma utilizado

en restauración Lowe (2010) sugiere utilizar mezcla de semillas donde se combinen en distinta proporción orígenes locales con otros más distantes respecto al sitio a restaurar (Figura 1).



(Fuente. Lowe,2010)

Figura 1. Composición de mezcla de semillas para restauración

Cambios en Condiciones Ambientales

Cuando las condiciones ambientales han experimentado, o se espera que experimenten cambios radicales en el futuro, como ocurre con el acelerado cambio climático global, se produce un serio cuestionamiento a la suposición de que el uso de acervo genético local proporcionará el mejor resultado de restauración a largo plazo (Hancock & Hughes, 2014). El cambio climático está alterando los patrones globales de temperatura y precipitación, de modo que estas desviaciones de las condiciones históricas, y la variabilidad prevista de los climas futuros dificultan las estrategias y decisiones de abastecimiento de semillas de las procedencias idóneas para la práctica de la restauración ecológica. El paradigma de "lo local es lo mejor", sustentado en el principio de que los ecotipos están genéticamente adaptados a su entorno local, se debilita debido a que las adaptaciones locales comienzan a ser superadas por el cambio climático (Vitt *et al.*, 2022). En esta situación normalmente falta evidencia empírica para gestionar el abastecimiento de semillas, adecuadas para garantizar la longevidad y la función ecológica de las comunidades naturales restauradas.

La adaptación local está condicionada en parte por extremos climáticos pasados, que, aunque sean poco frecuentes, permiten recuperar esta "memoria genética" cuando se repiten, favoreciendo así el postulado de que "lo local es lo mejor". Sin embargo, la memoria genética puede ser menos relevante cuando las condiciones ambientales han cambiado. Al respecto no debe perderse de vista que los genotipos locales son hasta cierto punto transitorios, y consecuencia de acontecimientos históricos y patrones ambientales pasados, que no se condicen necesariamente con las condiciones existentes en la actualidad ni con las esperables en el futuro. Consecuentemente, Jones (2023) indica que el paradigma de que "lo local es mejor" puede considerarse más como una hipótesis comprobable que como un supuesto general. Así, a medida que el cambio ambiental se acelera, tanto a nivel global como a nivel local, las excepciones a "lo local es lo mejor" es muy probable que aumenten.

Aquellas especies que han evolucionado en ambientes estables y con pocos cambios, muestran alta adaptación local (especies especialistas) y son el caso clásico de "local es mejor", pero esta condición solo será válida mientras las condiciones a las que están adaptadas no cambien.

Muchas poblaciones de plantas ya están creciendo fuera de su clima óptimo como resultado de cambios ambientales que han superado la capacidad de respuesta de las especies. En estas situaciones, los protocolos de abastecimiento de semillas deben modificarse, cambiando el énfasis de usar solo semilla local por una estrategia nueva basada en el uso de semillas (o una porción de las semillas) seleccionada en base a la similitud con escenarios climáticos proyectados a futuro (Gutiérrez, 2021). Experiencias realizadas con especies de pastos perennes (Nolan *et al.*, 2023), respaldan el uso de mezclas regionales

de semillas y permiten concluir que provenir de un lugar seco durante una temporada seca es una ventaja, que resalta la importancia de incluir poblaciones adaptadas a la sequía para aumentar la resiliencia climática. Por el contrario, los mismos experimentos entregan escasa evidencia de que restringir el abastecimiento de semillas a las poblaciones locales mejore la supervivencia y establecimiento de las especies evaluadas.

En los Límites de la Distribución

Para poblaciones en el límite de la distribución de una especie, o expuestas a presiones de selección atípicas de la especie en su conjunto, es más probable que lo mejor sea lo local. Sin embargo, el desempeño de poblaciones de especies propensas a la depresión endogámica puede verse comprometido por los efectos fundadores, la endogamia o la fragmentación del paisaje. Estas poblaciones genéticamente empobrecidas tienen más probabilidades de mostrar una mala adaptación local y menos probabilidades de ser las mejores (Jones, 2013). Análogamente, cuando las condiciones ambientales varían significativamente entre los sitios que ocupa una especie, la selección natural podrá promover cierta interacción genotipo ambiente para favorecer adaptación local a cada sitio específico, contribuyendo a "local es mejor". Sin embargo, esta selección puede verse confundida por el flujo y la deriva genética, opuesta a la selección por variación ambiental temporal, y limitada por una falta de variación genética, de modo que lo local no será necesariamente lo mejor.

ACERVOS GENÉTICOS PARA RESTAURACIÓN

Para organizar y entender las distintas fuentes de germoplasma que puede ser usados para efectos de restauración, resulta útil recurrir al concepto de acervos genéticos para restauración (Jones, 2003; Jones & Monaco, 2007). Estos acervos se clasifican, en función de su proximidad o identidad genética con la población objetivo a restaurar, en cuatro categorías; desde el más parecido al material local (acervo primario), hasta el más distante (acervo cuaternario). El acervo genético primario tiene una relación directa con las especies del lugar a restaurar y es genéticamente idéntico al material que originalmente existía en dicho lugar, en este contexto la identidad genética es igual a uno. En el acervo genético secundario (2°), la identidad genética es menor que uno y así en los acervos genéticos siguientes (3° y 4°) va declinando la correspondencia genética (Figura 2), estos últimos tres acervos corresponden a distintas categorías de semillas foráneas (no locales).

El enfoque de los acervos genéticos de restauración reconoce la diferencia entre identidad genética y potencial de adaptación. En esta aproximación, cuando el ecosistema del sitio a restaurar ha sido irreversible o significativamente alterado en su estructura o funcionalidad, la selección y adaptación del material vegetal se desacopla de la identidad genética. Así, cuando el material local (acervo primario) es escaso, con poca variabilidad o ya no resulta apropiado para repoblar el sitio degradado, entonces se debe complementar con semillas de fuentes no locales (acervos secundario, terciario y cuaternario) con potencial de adaptación. Es decir, no siempre las especies con la mayor identidad genética serán exitosas en dicho sitio, por lo tanto, muchas veces tendrán que ser sustituidas por acervo genéticos de orden superior.

ACERVOS GENÉTICOS PARA RESTAURACIÓN	
<p>Primario Alta identidad genética con población objetivo. Incluye solo material local y de poblaciones conectadas mediante flujo génico.</p>	Local, misma zona de procedencia
<p>Secundario Cuando no se dispone del acervo primario. Corresponde a semillas colectadas desde poblaciones de la misma especie, pero no conectadas mediante flujo génico con la población objetivo.</p>	Misma u otra zona de procedencia
<p>Terciario Especies o grupos taxonómicos relacionados con los del sitio objetivo, o híbridos entre aquellos y estos.</p>	Otras especies, otros orígenes, exóticas
<p>Cuaternario Considera especies o grupos taxonómicos que puedan cumplir papeles similares en la estructura y función ecosistémica que aquellos desempeñados por las especies de la población objetivo.</p>	

(Fuente: Adaptado de Jones, 2003 y Jones y Monaco, 2007)

Figura 2. Caracterización de los acervos genéticos para restauración.

Usando una lógica similar a la de los acervos genéticos para restauración, Havens *et al.* (2015) describen 5 categorías de procedencias, desde la estrictamente local hasta otras más disimiles y lejanas, definiendo las condiciones en que se recomienda su utilización y detallando las ventajas y desventajas de cada una (Cuadro 1).

Cuadro 1. Características de distintos tipos de procedencias de semillas para efectos de restauración.

Procedencia	Ventajas	Desventajas	Uso Recomendado
<p>Estrictamente local: Semillas del sitio a restaurar o poblaciones cercanas conectadas por flujo génico.</p>	-Poco riesgo de problema de adaptación, al menos en el corto plazo.	-Base genética estrecha. -Posible endogamia. -Deriva genética. -Pérdida de potencial adaptativo.	-Ambientes con mínima alteración. -Cuando hay extensas poblaciones locales en el sitio a restaurar o adyacente a él. -El cambio previsto en la distribución es bajo.
<p>Local con holgura: Mezcla de semillas de poblaciones geográficamente cercanas con énfasis en aquellas de condiciones ambientales equivalentes a las del área a restaurar.</p>	-Poco riesgo de problema de adaptación, al menos en el corto plazo. -Evita endogamia -Aumenta potencial adaptativo.	-Puede tener una base genética estrecha. -Pérdida de potencial adaptativo para el largo plazo.	-Ambientes con mínima alteración. -El cambio previsto en la distribución es bajo.
<p>Compuesta cercana: Mezcla de semillas de poblaciones cercanas e intermedias para imitar el flujo génico a larga distancia.</p>	-Evita endogamia -Aumenta potencial adaptativo.	-Problemas de adaptación -Depresión exogámica	-Ambientes con mínima alteración. -Ambientes muy fragmentados. -El cambio previsto en la distribución es moderado.

<p>Compuesta lejana: Mezcla de semillas de varias poblaciones ubicadas a distancias variables a lo largo de la distribución de la especie.</p>	<p>-Maximiza potencial adaptativo.</p>	<p>-Mayor riesgo de mala adaptación. -Depresión exogámica. -Posibilidad de genotipos invasores.</p>	<p>-Ambientes muy alterados. -El cambio previsto en la distribución es alto.</p>
<p>Predicha o estimada: Semillas de individuos bien adaptados a ambientes con condiciones equivalentes a las que se predicen o estiman para el futuro en el sitio a restaurar.</p>	<p>-Funciona bien con condiciones cambiantes, siempre y cuando las predicciones sean correctas.</p>	<p>-Proyecciones pueden estar erradas. -Requiere mucha investigación (alto costo inicial).</p>	<p>-Ambientes con alteración baja a moderada. -El cambio previsto en la distribución es alto y bien comprendido.</p>

(Fuente: Havens *et al.*, 2015)

CONCLUSIONES

En síntesis, los argumentos que promueven el uso de material local para restauración son válidos y constituyen un enfoque apropiado en muchas circunstancias. Así, para evitar riesgos de mala adaptación y de contaminación genética por el uso de acervos genéticos exóticos, rige como principio de precautoriedad el uso de la procedencia local, o sea utilizar como fuente semillera los remanentes del ecosistema degradado o las masas naturales de los alrededores de la zona a restaurar. Este suele ser el enfoque más comúnmente sugerido o recomendado. No obstante, existen argumentos técnicos y evidencia creciente de que en determinadas circunstancias el uso de material foráneo, o mezclas de local y foráneo, son opciones de restauración viables, y más apropiadas incluso que la que ofrece la semilla local.

En esta disyuntiva, la necesidad de recurrir al uso de procedencias no locales sugiere la necesidad de disponer de información derivada de ensayos de procedencias, al menos para las especies más importantes a considerar en las iniciativas de restauración. En una situación ideal, la elección de las fuentes de semillas que resultan más convenientes para un determinado sitio de restauración estaría guiada por ensayos de procedencia, siempre que se disponga de ellos. La idea es que tales ensayos puedan orientar la transferencia de semillas desde un sitio lejano hacia el área a restaurar.

Para especies forestales pueden definirse zonas genéticas y/o regiones de procedencia. Los estudios básicos de genética de poblaciones con marcadores moleculares y ensayos de procedencias repetidos en distintos sitios, permiten definir áreas o unidades de abastecimiento de semillas que orienten respecto a la transferencia de acervos genéticos al área en restauración. De este modo, la investigación básica y la gestión contribuyen a identificar los orígenes más adecuados para obtener las semillas requeridas en un programa de restauración.

A pesar de lo anterior, en la actualidad prevalece cierto desconocimiento respecto de la conveniencia de utilizar material no local en determinadas condiciones de restauración y, si bien las semillas locales y las no locales pueden ser el germoplasma más eficaz para determinadas circunstancias individuales, todavía prima el criterio de priorizar el material local, el cual sigue siendo la primera opción para los profesionales de la restauración, perdiéndose así las ventajas que el material no local puede ofrecer para contribuir al éxito del área restaurada.

REFERENCIAS

Bozzano, M., Jalonen, R., Thomas, E., Boshier, D., Gallo, L., Cavers, S., Bordács, S. et al. (Eds). (2014). Genetic considerations in ecosystem restoration using native tree species. State of the World's Forest Genetic Resources –Thematic Study. Rome, FAO and Bioversity International. 281 p.

- Breed, MF., Stead, MG., Ottewell, KM., Gardner, MG. & Lowe, AJ. (2013).** Which provenance and where? Seed sourcing strategies for revegetation in a changing environment. *Conservation Genetics*, N° 14. Pp: 1–10. <https://doi.org/10.1007/s10592-012-0425-z>
- Breed, MF., Gardner, MG., Ottewell, KM., Navarro, CM. & Lowe, A. (2012).** Shifts in reproductive assurance strategies and inbreeding costs associated with habitat fragmentation in Central American mahogany. *Ecol. Lett.*, N° 15. Pp: 444–452. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2012.01752.x>
- Breed, MF., Ottewell, KM., Gardner, MG. & Lowe, AJ. (2011).** Clarifying climate change adaptation responses for scattered trees in modified landscapes. *J. Appl. Ecol.*, N° 48. Pp: 637–641. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2011.01969.x>
- Broadhurst, L. & Boshier, D.H. (2014).** Seed provenance for restoration and management: conserving evolutionary potential and utility. En: Bozzano, M., Jalonen, R., Thomas, E., Boshier, D., Gallo, L., Cavers, S., Bordács, S. et al. (Eds). *Genetic considerations in ecosystem restoration using native tree species. state of the world's forest genetic resources. Thematic Study.* FAO and Bioversity International. Rome. Pp: 27-38
- Endler, J., Mazer, S. Williams, M. Sandoval, C. & Ferren, W. (2010).** Problems associated with the introduction of non-native genotypes on NRS reserves. University of California, Natural Reserve System, Committee to evaluate introduction of exotic genotypes into UC Reserves. En: https://www.ucnrs.org/staff/admin_handbook/APP-18ABCD-Use-Application/Non-Native-Genotype.pdf
- Erikson, V. & Halford, A. (2020).** Seed planning, sourcing and procurement. *Restoration Ecology*, 28(s3):s216-s224. <https://doi.org/10.1111/rec.13199>
- Gellie, NJC., Breed, MF., Thurgate, N., Kennedy, SA. & Lowe, AJ. (2016).** Local maladaptation in a foundation tree species: Implications for restoration. *Biological Conservation*, N° 203. Pp: 226–232. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2016.08.036>
- Gutiérrez, B. (2021).** Consideraciones genéticas para la obtención de semillas y viverización de plantas para restauración. En: Ipinza, R., Gutiérrez, B., Molina, M. & Barros, S. (Eds). *Buenas prácticas y consideraciones genéticas para recuperación de bosques nativos degradados.* Instituto Forestal-Fondo Investigación del Bosque Nativo. Cap. 9. Pp: 221-237. <https://doi.org/10.52904/20.500.12220/31302>
- Gutiérrez, B. (2020).** Desempeño de progenies, procedencias y regiones de procedencias de roble (*Nothofagus obliqua* (Mirb) Oerst). *Ciencia & Investigación Forestal*, 26(3):33-50. <https://doi.org/10.52904/0718-4646.2020.536>
- Gutiérrez, B. (2017).** Evaluación de crecimiento y forma de fuste de un ensayo de procedencias y progenies de coihue (*Nothofagus dombeyi* (Mirb.) Oerst.) de 15 años de edad. *Ciencia & Investigación Forestal*, 23(3): 31-42. <https://doi.org/10.52904/0718-4646.2017.484>
- Hancock, N., Leishman, MR. & Hughes, L. (2013).** Testing the 'local provenance' paradigm: A common garden experiment in Cumberland Plain Woodland, Sydney, Australia. *Restoration Ecology*, N°21. Pp: 569–577. <https://doi.org/10.1111/rec.2013.21.issue-5>
- Hancock, N. & Hughes, L. (2014).** Turning up the heat on the provenance debate: Testing the 'local is best' paradigm under heatwave conditions. *Austral Ecology*, N° 39. Pp: 600–611. <https://doi.org/10.1111/aec.2014.39.issue-5>
- Havens, K., Vitt, P., Still, S., Kramer, AT., Fant, JB. & Schatz, K. (2015).** Seed sourcing for restoration in an era of climate change. *Nat. Areas Jour.*, N° 35. Pp: 122–133. <https://doi.org/10.3375/043.035.0116>
- Ipinza, R. & Gutiérrez, B. (2014).** Consideraciones genéticas para la restauración ecológica. *Ciencia & Investigación Forestal*, 20(2): 51-72. <https://doi.org/10.52904/0718-4646.2014.421>
- Jones, T. (2013).** When local isn't best. *Evol. Appl.*, N° 6. Pp: 1109–1118. <https://doi.org/10.1111/eva.12090>
- Jones, T. (2003).** The Restoration Gene Pool Concept: Beyond the Native Versus Non-Native Debate. *Restoration Ecology* Vol. 11 N° 3, pp. 281-290. <https://doi.org/10.1046/j.1526-100X.2003.00064.x>
- Jones, T. & Monaco, TA. (2007).** Restoration Practitioner's Guide to the Restoration Gene Pool Concept. *Ecological Restoration* 25:1. March 2007 pp. 12-19. <https://doi.org/10.3368/er.25.1.12>

- Lowe, A.J. (2010).** Composite provenancing of seed for restoration: progressing the 'local is best' paradigm for seed sourcing. The State of Australia's Birds 2009: restoring woodland habitats for birds. Compiled by David Paton and James O'Connor. Supplement to Wingspan 20(1) March.
- McKay, J.K., Christian, C.E., Harrison, S. & Rice, K.J. (2005).** How local is local? a review of practical and conceptual issues in the genetics of restoration. *Restoration Ecology*, N° 13. Pp: 432–440. <https://doi.org/10.1111/j.1526-100X.2005.00058.x>
- Mijnsbrugge, K.V., Bischoff, A., Smith, B. (2010).** A question of origin: Where and how to collect seed for ecological restoration. *Basic and Applied Ecology*, 11(2010): 300-311. <https://doi.org/10.1016/j.baae.2009.09.002>
- Murawski, D.A., Nimal Gunatilleke, I.A.U. & Bawa, K.S. (1994).** The effects of selective logging on inbreeding in *Shorea megistophylla* (*Dipterocarpaceae*) from Sri Lanka. *Conserv. Biol.*, N° 8. Pp: 997–1002. <https://doi.org/10.1046/j.1523-1739.1994.08040997.x>
- Ng, K.K.S., Lee, S.L. & Ueno, S. (2009).** Impact of selective logging on genetic diversity of two tropical tree species with contrasting breeding systems using direct comparison and simulation methods. *For. Ecol. Manage.*, N° 257. Pp: 107–116. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2008.08.035>
- Nolan, M.P., Luong, J.C., Valliere, J.M., Mazer, S.J. & D'Antonio, C.M. (2023).** Rethinking local seed sourcing for the restoration of a foundational grass species in California. *Restor. Ecol.*, e13992. <https://doi.org/10.1111/rec.13992>
- Sgrò, C.M., Lowe, A.J. & Hoffmann, A.A. (2011).** Building evolutionary resilience for conserving biodiversity under climate change. *Evol. Appl.*, N° 4. Pp: 326–337. <https://doi.org/10.1111/j.1752-4571.2010.00157.x>
- Thomas, E., Jalonen, R., Loo, J., Boshier, D., Gallo, L., Cavers, S., Bordács, S., Smith, P. & Bozzano, M. 2014.** Genetic considerations in ecosystem restoration using native tree species. *Forest Ecology and Management*, 333 (2014): 66–75. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2014.07.015>
- Thomas, E., Jalonen, R., Loo, J. & Bozzano, M. (2015).** Cómo evitar el fracaso en la restauración forestal: la importancia de disponer de un germoplasma genéticamente diverso y adaptado a los sitios de plantación. *Unasylva* N° 245. Pp: 29-36.
- Vitt, P., Finch, J., Barak, R.S., Braum, A., Frischie, S. & Redlinski, I. (2022).** Seed sourcing strategies for ecological restoration under climate change: A review of the current literature. *Front. Conserv. Sci.*, 3:938110. <https://doi.org/10.3389/fcosc.2022.938110>
- Vranckx, G., Jacquemyn, H., Muys, B. & Honnay, O. (2012).** Meta-analysis of susceptibility of woody plants to loss of genetic diversity through habitat fragmentation. *Conserv. Biol.*, N° 26. Pp: 228–237. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2011.01778.x>



OPINION

Plantaciones de especies nativas en la región de Los Ríos: Superficie y esfuerzos realizados.

Heidi Böttcher Jorquera¹; Joselyn Pinto Álvarez² & Burkhard Müller-Using³

¹ Ing. Forestal, Instituto Forestal, Sede Los Ríos. Valdivia. Chile. hbottcher@infor.cl

² Ing. En Conservación de Recursos Naturales. Instituto Forestal, Sede Los Ríos. Valdivia. Chile. joselynpinto@gmail.com

³ Ing. Forestal, Dr. Forest. Renovales Müller-Using Ltda., Panguipulli. burkhardmusing@yahoo.de

*Autor para correspondencia

DOI: <https://doi.org/10.52904/0718-4646.2023.594>

Recibido: 22.11.2023; Aceptado 30.11.2023

RESUMEN

Se entregan antecedentes y resultados de una encuesta que da cuenta de la importancia de la región de Los Ríos en cuanto a plantaciones de especies nativas en Chile. Se destaca la importancia de esta región en los esfuerzos efectuados para diversificar la producción en el sector maderero, lo que pone en valor tanto la actividad silvicultural como la biodiversidad de la zona centro sur de Chile.

Palabras clave: Forestación, especies nativas, región de Los Ríos.

SUMMARY

Background and results of a survey are provided to support the idea that the Los Ríos region is a highly significant territory in terms of native forest plantations in Chile. The importance of this region is highlighted in the efforts made to diversify production in the timber sector, which highlights both silvicultural activity and biodiversity of the south-central area of Chile.

Key words: *Forestation, native species, Los Ríos region*

ANTECEDENTES

Ante el creciente apogeo de temáticas relacionadas a la restauración ecológica en el contexto de la silvicultura en bosque nativo, posiblemente se ha visto reducida la atención que se pone en actividades relacionadas al establecimiento de plantaciones de especies nativas con fines productivos. Esto se debe en parte al mayor apoyo financiero que se consigue para proyectos de índole ambiental, en contraposición a aquellos con objetivos meramente centrados en la producción forestal. Además, existe la opinión de que los problemas técnicos relacionados con la regeneración artificial y natural dentro de la silvicultura en bosque nativo chileno ya están solucionados. Por último, cabe mencionar la falta de interés económico por el establecimiento de plantaciones con especies nativas ante la alternativa de forestar con especies exóticas de rápido crecimiento. Esta lógica puede ser válida para la zona más mediterránea del centro sur de Chile, pero no lo es para la más templada que abarca las regiones de La Araucanía, Los Ríos y Los Lagos.

En esta zona, las actividades de forestación con especies nativas tienen más de 50 años de tradición, y han sido fomentadas mediante bonificaciones para promover la regeneración con y sin plantación suplementaria a través de la Ley de Recuperación del Bosque nativo y Fomento Forestal, desde el año 2008. Paralelamente, han surgido otros mecanismos de fomento para la forestación de especies nativas,

que incluyen incluso financiamiento internacional. Esto pone en relieve la alta apreciación de esta actividad a niveles que trascienden las fronteras del país. En lo que hoy abarca la Región de los Ríos, se ven los frutos del esfuerzo de la generación precedente a estos instrumentos de fomento en muchas áreas del bosque nativo, sobre todo en la mediana y gran propiedad.

Con el objetivo de sistematizar estos esfuerzos en forma cuantitativa y también de recopilar las técnicas silvícolas que se han ido desarrollando para un mayor éxito en este rubro, se realizó una encuesta dirigida a los principales actores relacionados a las plantaciones con especies nativas con fines productivos en lo que hoy es la Región de Los Ríos, siendo este territorio conocido por su importancia en cuanto al manejo forestal de bosque nativo en Chile. Este grupo objetivo abarca tanto a propietarios y gerentes de empresas forestales como a principales consultores silvícolas de la región, además de la institución de CONAF, Región de Los Ríos, sumando en total 12 profesionales consultados.

RESULTADOS Y CONCLUSIÓN

Los resultados de la encuesta mencionada se sintetizan en el **Cuadro 1**, donde se destaca una importante actividad forestadora y reforestadora en la Cordillera de los Andes entre los años 1980 y 1985; y después entre 1990 y 2014.

Cuadro 1. Actividad forestadora y reforestadora con especies nativas en la región de los Ríos en los últimos 50 años, según encuesta 2023.

Zona	Superficie (ha)		Periodo	Principales responsables	
	Spp nativas	Mezclas nativas/exóticas			
Panguipulli	Precordillera andina	95	171	2001-2005	Helmut Huber
	Cordillera andina	3.000	-	1980-1985	Tomás Monfil
		274	-	1989-2023	Carlos Sánchez <i>et al.</i>
		-	225	1986-2000	Herbert Siebert
	1.200	-	1995-2014	Luis Molina	
Futrono	Precordillera andina	720	1280	2000-2023	Sepúlveda, Siebert, Keim, Köster, Schick
Lanco	Cordillera andina	352	124	1993-2007	Mattausch, Siebert, Bregar
Subtotal actividad privada		5.641	1.800		
Varias		730	-	2021-2023	CONAF Reactivación Económica
		80	-	2020-2023	CONAF Cambio climático
Subtotal actividad institucional		810	0		
Total		6.451	1.800	1982-2023	
Regeneración natural inducida y lograda		3.000		2000-2014	Luis Molina, Herbert Siebert

El primer intervalo (1980-1985) es parte del periodo final en que estuvo funcionando el Complejo Forestal y Maderero Panguipulli (COFOMAP), vinculado a la gestión del Ingeniero Forestal Sr. Tomás Mónfil, contratado por CONAF, institución que estuvo a cargo del manejo forestal después del año 1973.

La segunda fase (1990-2014) se desarrolló en una parte de los fundos de la cordillera andina, después de la privatización y disolución de COFOMAP a fines de los años 80 del siglo XX, donde se destaca la acción del Ing. Forestal, Sr. Luis Molina. Este último comenzó a recuperar los bosques nativos degradados por plantaciones de raulí en hoyos de luz de 100 m², en los cuales 25 individuos se repartieron

homogéneamente en cada hectárea. Más tarde se introdujo una técnica de regeneración natural inducida por remoción parcial del sotobosque y escarificación superficial del suelo con el fin de permitir un contacto directo entre las semillas y el suelo mineral.

Otro foco de plantación – esta vez creando mezclas entre diferentes especies de *Nothofagus* (predominantemente *N. obliqua* y *N. alpina*) y *Pseudotsuga menziesii* (Pino oregón), como especie introducida– se realizó en el Fundo Arquihue en la comuna de Futrono, y fue iniciado por el silvicultor Herbert Siebert.

A partir del Cuadro 1 se estima una superficie total forestada o reforestada de 6.451 ha, predominantemente de plantaciones puras de especies nativas, que en su mayoría corresponden a raulí. Sin embargo, hay un componente importante (1.800 ha) de plantaciones mixtas nativas/exóticas en la región de Los Ríos. Si esto se contrasta con las cifras de plantaciones de especies nativas en la zona centro y centro sur de Chile (regiones de Coquimbo hasta Los Lagos), donde se indica un total de 6.182 ha de plantaciones de forestación con especies nativas al año 2022 - sin incluir reforestación (Sagardía *et al.*, 2022) -, se puede deducir que: (i) pudo haber un componente importante de plantaciones de especies nativas que se realizaron como reforestaciones; y (ii) la región de Los Ríos alberga una proporción considerable de las iniciativas de plantación de especies nativas a nivel nacional.

De todas formas, se debe tener en cuenta que las cifras expuestas aquí subestiman la realidad, ya que no toman en cuenta los fragmentos forestados menores a 50 ha, que tampoco figuran en los registros de CONAF, porque se llevaron a cabo sin solicitud de subsidios.

Así, se hace visible la importancia de la Región de Los Ríos en los esfuerzos hacia la diversificación productiva en el sector maderero, que además supone menor controversia social y pone en valor la biodiversidad local de la zona centro sur de Chile.

REFERENCIAS

Sagardía, R., Bahamóndez, C., Ávila, A., Reyes, R. & Vergara, G. (2022). Los recursos forestales en Chile 2022. Inventario forestal nacional de bosques nativos y actualización de plantaciones forestales. INFOR. Cap. 2. <https://doi.org/10.52904/20.500.12220/32626>

CIENCIA & INVESTIGACIÓN FORESTAL

