

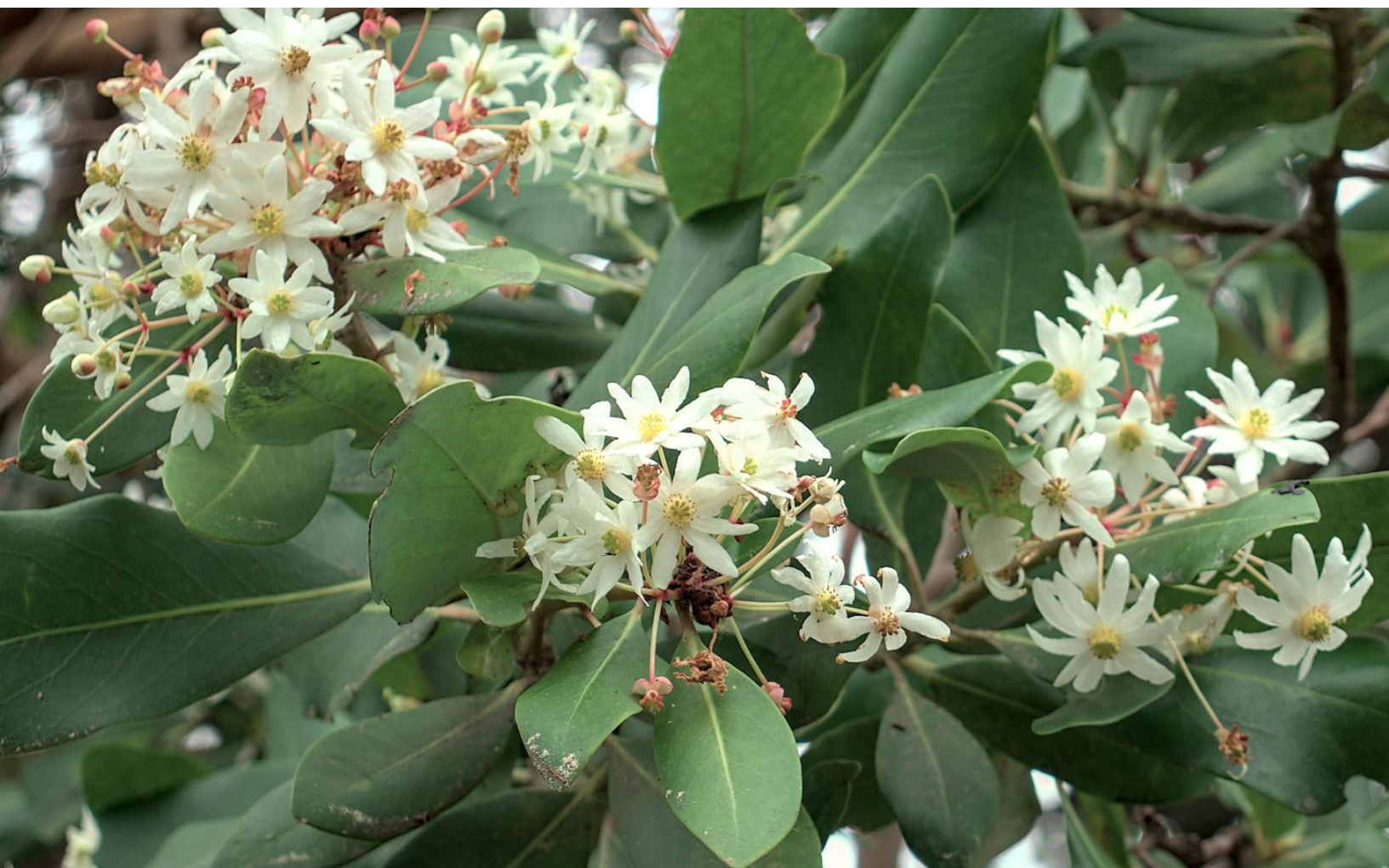
Volumen 31 N° 3. Diciembre, 2025.

ISSN 0718-4646



<https://revista.infor.cl>

# CIENCIA & INVESTIGACIÓN FORESTAL



**INSTITUTO FORESTAL  
CHILE**



**INFOR**

---

*Publicado por Ciencia & Investigación Forestal bajo licencia  
CC-BY-NC-4.0*



*Las opiniones contenidas en esta revista son responsabilidad de los autores y no representan necesariamente la posición institucional del Instituto Forestal.*

---



## **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](mailto:sbarros@infor.cl) [bguetierr@infor.cl](mailto:bguetierr@infor.cl)





## CONTENIDO

### ARTÍCULOS

- Evaluación territorial y temporal de bosques cosechados de *Nothofagus pumilio* en Tierra del Fuego (Argentina) empleando el Índice de Vegetación de Diferencia Normalizada.** 5  
Dardo Paredes; Hernán Schrohn; Martín Parodi; Antony Fagnani; Federico Trangoni; Javier Ojeda; Sebastián Farina; Julián Rodríguez-Souilla & Guillermo Martínez Pastur.  
*Argentina.*

- Las condiciones edáficas de un bosque mixto y una plantación explican sus diferencias de productividad.** 19  
José Martínez-Rivas; Marín Pompa-García; Andrea Acosta-Hernández; Pablito López-Serrano; Christian Wehenkel & Carlos Aguirre-Salado.  
*México.*

- Caracterización de ADN de *Leucocoryne* sp de zonas áridas: variaciones por tejidos y especies.** 33  
Jorge González Campos; José Andrés Hernández Cartes; Ma Yaojia; Andrés Quintana Garrido; Rodrigo Córdova Molina; Ronald Vidal Toro & Tamara Vera Castro.  
*Chile.*

### APUNTES

- Antecedentes para el sector de los Biocombustibles en Chile, importaciones de estufas a pellet durante el año 2024.** 45  
Juan Carlos Pinilla Suárez; Felipe Navarrete Ulloa; Joaquín García Inostroza; Karoline Casanova del Río; Mauricio Navarrete Torres & Karina Luengo Vergara.  
*Chile.*

- Megaincendios y sus desafíos en Chile.** 53  
Rolando Rodríguez Leiva Miguel Espinosa Bancalari & Eduardo Acuña Carmona.  
*Chile.*

- Los bosques de ñire de la Patagonia Chilena: opciones para la agregación de valor maderero.** 63  
Jaime Salinas Sanhueza & Bernardo Acuña Aroca.  
*Chile.*

- Potencialidad de las especies del género *Corymbia* y antecedentes de su introducción en Chile.** 69  
Braulio Gutiérrez Caro.  
*Chile.*

### OPINIONES

- Diversidad genética y endogamia en *Nothofagus alessandrii*: una revisión crítica de la evidencia y sus implicancias para la conservación.** 79  
Juan Neira Morales.  
*Chile.*





## ARTÍCULO

## Evaluación territorial y temporal de bosques cosechados de *Nothofagus pumilio* en Tierra del Fuego (Argentina) empleando el Índice de Vegetación de Diferencia Normalizada.

Dardo Paredes<sup>1</sup>; Hernán Schrohn<sup>1</sup>; Martín Parodi<sup>1</sup>; Antony Fagnani<sup>1</sup>; Federico Trangoni<sup>1</sup>; Javier Ojeda<sup>1</sup>; Sebastián Farina<sup>1</sup>; Julián Rodríguez-Souilla<sup>2</sup> & Guillermo Martínez Pastur<sup>2</sup> 

<sup>1</sup>Dirección General de Desarrollo Forestal, Ministerio de Producción y Ambiente, Gobierno de Tierra del Fuego, Ushuaia, Argentina. [dparedes@tierradelfuego.gob.ar](mailto:dparedes@tierradelfuego.gob.ar); [hschrohn@tierradelfuego.gob.ar](mailto:hschrohn@tierradelfuego.gob.ar); [mparodi@tierradelfuego.gob.ar](mailto:mparodi@tierradelfuego.gob.ar); [lfagnani@tierradelfuego.gob.ar](mailto:lfagnani@tierradelfuego.gob.ar); [fttrangoni@tierradelfuego.gob.ar](mailto:fttrangoni@tierradelfuego.gob.ar); [javojeda@tierradelfuego.gob.ar](mailto:javojeda@tierradelfuego.gob.ar); [sfarina@tierradelfuego.gob.ar](mailto:sfarina@tierradelfuego.gob.ar)

<sup>2</sup>Centro Austral de Investigaciones Científicas (CADIC), Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET), Houssay 200, Ushuaia, Argentina. [j.rodriquez@conicet.gov.ar](mailto:j.rodriquez@conicet.gov.ar); [gpastur@conicet.gov.ar](mailto:gpastur@conicet.gov.ar)

DOI: <https://doi.org/10.52904/0718-4646.2025.639>

Recibido: 10.07.2025; Aceptado 07.08.2025

### RESUMEN

Los métodos de regeneración en los bosques de *Nothofagus pumilio* (lenga) se basan en el éxito de la regeneración natural para recuperar el dosel forestal. En este contexto, el monitoreo de largo plazo es fundamental para poder planificar las actividades silvícolas complementarias, siendo el mayor desafío la implementación a escala de paisaje. El objetivo de este trabajo fue evaluar la recuperación de bosques cosechados de lenga bajo cortas de protección en una escala temporal (5 a 20 años después de la cosecha) y de paisaje en Tierra del Fuego (Argentina). Esta recuperación fue evaluada a partir del Índice de Vegetación de Diferencia Normalizada (NDVI) y monitoreos de campo en parcelas permanentes. El NDVI permitió obtener valores de recuperación de la cobertura forestal, cuyos resultados pudieron ser contrastados a campo. Ambas escalas de trabajo (NDVI + parcelas permanentes) se complementan satisfactoriamente a los fines de ponderar la recuperación de la cobertura forestal de los bosques cosechados en los últimos 20 años.

**Palabras clave:** monitoreo, regeneración, cortas de protección, gestión forestal, cosecha forestal, conservación

### SUMMARY

Harvesting using regeneration methods in *Nothofagus pumilio* (lenga) forests are based on the success of the natural regeneration to quickly recover the overstory canopy. In this context, long-term monitoring is essential for planning complementary silvicultural activities, with their implementation at landscape level, being the greatest challenge of the last decades. The objective was to evaluate the recovery of harvested lenga forests under shelterwood cuts on a temporal scale (5 to 20 years after harvesting) and landscape level in Tierra del Fuego (Argentina). The recovery of the canopy cover was assessed using the Normalized Difference Vegetation Index (NDVI) and field monitoring in permanent plots. The NDVI allowed for obtaining forest cover recovery values, where the results can be compared with field data. Both working scales (NDVI + permanent plots) complement each other satisfactorily for assessing the recovery of forest cover in managed forest over the last 20 years.

**Key words:** monitoring, regeneration, shelterwood cuts, forest planning, harvesting, conservation.



## INTRODUCCIÓN

El sector argentino de la Isla Grande de Tierra del Fuego cuenta con una superficie de 830.456 ha de bosques nativos que contribuyen a la provisión de diferentes servicios ecosistémicos (Peri *et al.*, 2021), como los productos forestales y el forraje, la estabilización de las cuencas, la recreación, la captación de CO<sub>2</sub> y la preservación de la biodiversidad (MAyDS, 2021; CIEFAP, 2023). En Argentina, sustenta tres actividades productivas principales que aportan a la economía de manera muy diferente: (i) turismo y recreación que se desarrolla principalmente en los bosques asociados a las montañas; (ii) la actividad silvopastoril basada en la ganadería bovina y/o mixta ovina-bovina, principalmente en el bosque de *Nothofagus antarctica* (ñire, ñirre) y marginalmente en el bosque de *N. pumilio* (Poepp. *et* Endl.) Krasser (lenga); y (iii) la industria maderera a partir del aprovechamiento de lenga con destino al aserrado y marginalmente como leña (MAyDS, 2021). Los bosques en tierras fiscales ocupan 148.054 ha y gran parte de los bosques de producción se encuentran dentro de las Reservas Forestales de Producción (RFP) destinadas al desarrollo de la actividad foresto-industrial (CIEFAP, 2023).

Históricamente, las cosechas con fines productivos en los bosques de lenga datan de finales del siglo XIX (Martínez Pastur *et al.*, 2009). Desde la década de 1970 hasta la actualidad se han intervenido aproximadamente 21.203 ha, de las cuales el 60% fue cosechada a partir del año 2000 empleando cortas de protección (CP), y en menor medida a través de cortas selectivas (CS) o cosechas con retención en agregados (RA) (Martínez Pastur *et al.*, 2009). Las perturbaciones en los ecosistemas forestales asociados a la cosecha se caracterizan por provocar discontinuidades en el estrato forestal superior, generando impactos en la biodiversidad, la estructura de edades y la estabilidad del bosque remanente (Waring & Running, 1998; Martínez Pastur *et al.*, 2024). Conceptualmente la perturbación de la cosecha provoca un cambio repentino en el comportamiento de los árboles remanentes o propiedades intrínsecas del ecosistema en su conjunto (Rykiel *et al.*, 1988).

La CP implica mantener entre el 30% y 50% de la cobertura de copas (CC) como protección (Schmidt & Urzúa, 1982), lo que representa aproximadamente 30 m<sup>2</sup>/ha de área basal (AB) de árboles de gran porte y sanidad que favorecen la estabilidad posterior del rodal (Paredes, 2023). Cuando la regeneración natural se encuentra establecida en el rodal bajo manejo (e.j. densidades de plántulas >60.000 individuos/ha) se realiza la segunda cosecha (corta final), promoviendo una estructura secundaria uniforme (Martínez Pastur *et al.*, 2009; 2013). Este esquema favorece la continuidad productiva de los rodales (Loto *et al.*, 2021), asegurando el flujo de los servicios ecosistémicos (Sutherland *et al.*, 2016; Chazdon & Guariguata, 2016).

Dentro del marco normativo argentino, se define al manejo sostenible como la administración y uso de los bosques nativos ayudando a mantener, entre otros, la capacidad de regeneración (Ley Nacional 26.331/07). De esta manera, la regeneración natural resulta uno de los principales indicadores de éxito del manejo forestal implementado (Martínez Pastur *et al.*, 2013, 2014), y para la conservación en un contexto de cambio climático (Badano & Montes de Oca, 2022; Enríquez de Salamanca, 2022). En general, la regeneración natural se estimula con las perturbaciones (Jonson & Miyanishi, 2007), naturales (ej. volteos de viento) o relacionadas al hombre, como lo es la cosecha forestal que depende del tipo e intensidad (Hais *et al.*, 2009). Es por ello, que los procesos de regeneración natural son el principal factor asociado a la recuperación de los bosques luego de una perturbación, y contribuye significativamente a la resiliencia de los bosques en el largo plazo (Rist & Moen, 2013; Johnstone *et al.*, 2016; Albrich *et al.*, 2020). En este contexto, los monitoreos son una herramienta clave para determinar el éxito de las prácticas implementadas, ayudando a cuantificar el éxito de estas, y para poder diferenciar la teoría de la práctica en terreno (Martínez Pastur *et al.*, 2007).

En la evaluación post-cosecha de los bosques en Patagonia Sur, se consideran entre 60.000 a 188.000 plantas/ha y alturas de 20 a 130 cm como umbrales satisfactorios de regeneración (Paredes, 2023; Rodríguez-Souilla *et al.*, 2023). Por otra parte, el monitoreo de largo plazo (ej. a partir de la instalación de parcelas permanentes) es importante para evaluar el éxito de las estrategias silvícolas utilizadas (Peri *et al.*, 2016), y para determinar el tipo e intensidad de la perturbación a escala de rodal debido a efectos directos (ej. maquinaria forestal) o indirectos (ej. volteos de viento).

Considerando la extensa distribución territorial de los bosques de producción en Tierra del Fuego, es necesario explorar alternativas que reduzcan el costo de dichos monitoreos a una escala de paisaje, y al

mismo tiempo, que generen información complementaria a la obtenida en forma puntual con las parcelas permanentes. En las últimas décadas, la teledetección para la observación terrestre ha adquirido un rol crucial en la evaluación de las dinámicas forestales afectadas por perturbaciones abruptas o graduales, aportando datos para la obtención y análisis de datos sinópticos o periódicos acerca del estado de las coberturas vegetales (Banskota *et al.*, 2014).

Los datos adquiridos por sensores remotos son representados en forma de imágenes planimétricas, cuyos píxeles almacenan los comportamientos espectrales de las distintas coberturas vegetales (Chuvieco, 1995). Dentro de la diversidad de los métodos existentes, se destaca la formulación de índices espectrales de vegetación (Hirschmugl *et al.*, 2017), que resultan de combinar aritméticamente bandas espectrales de la misma imagen (ej. muestreos de longitudes de onda espectral), que son sensibles a alguna propiedad físico-química del follaje contenido en sus píxeles, y que sirven como variables indicadoras para caracterizar el estado de los bosques (Jones & Vaughan, 2010; Xue & Su, 2017). Por ejemplo, la vegetación sana se caracteriza por absorber mucha radiación solar en las longitudes de onda espectral del rojo, debido a una mayor presencia de clorofila foliar, y a la vez de reflejar mucha radiación solar en las longitudes de onda espectral del infrarrojo cercano, debido a la estructura interna del follaje (Jones & Vaughan, 2010). De esta manera, un distanciamiento amplio entre los valores de ambas bandas para un píxel determinado es indicativo de un mayor vigor o salud de la cobertura vegetal contenida, siendo este principio de contraste espectral la base para la formulación de gran parte de los índices espectrales de verdor o vigor vegetal, como el Índice de Vegetación de Diferencia Normalizada (NDVI) (Peña & Calderon, 2021). Este tipo de índices han sido profusamente empleados para evaluar la severidad del daño y el ritmo de recuperación de los bosques afectados por diferentes estresores bióticos y abióticos (Kushla & Ripple, 1998; Chuvieco *et al.*, 2002; Frolking *et al.*, 2009; Townsend *et al.*, 2012).

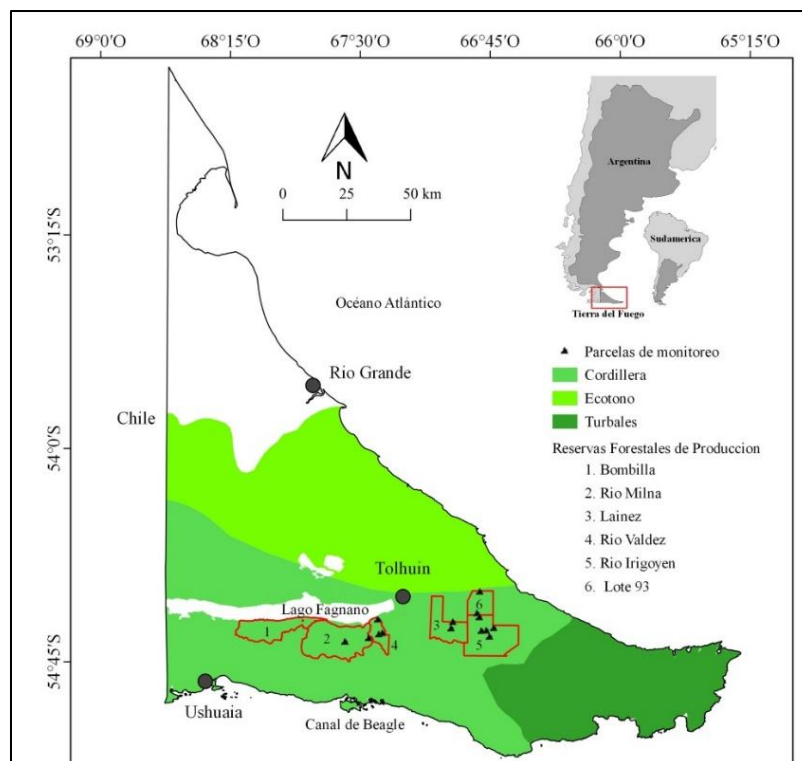
En tal contexto, el NDVI permite evaluar, clasificar y caracterizar fácilmente el estado de los recursos forestales en grandes extensiones del paisaje (Ojeda *et al.*, 2011). Por otra parte, los valores de NDVI se encuentran correlacionados con variables de abundancia, sanidad (Labrecque *et al.*, 2006), y con otras variables dasocráticas, resultando en una buena aproximación para la evaluación de la productividad de la biomasa y sus cambios temporales (Villablanca, 2020).

En particular, los bosques perturbados por la cosecha forestal comprenden una alta proporción de la superficie forestal mundial y, por lo tanto, resulta importante poder realizar el seguimiento de las trayectorias de recuperación en el largo plazo de forma eficiente (Sutherland *et al.*, 2016), y a su vez poder generar información para la toma de decisiones vinculados al manejo y la conservación (Rusch *et al.*, 2017). En este contexto, el objetivo de este trabajo fue evaluar la recuperación de bosques cosechados de lenga bajo CP a lo largo de una escala temporal (5 a 20 años después de la cosecha) y de paisaje (zona sur y este de Tierra del Fuego, representando a las principales cuencas forestales) a través del NDVI, y contrastar los resultados con datos de campo del estrato superior remanente y secundario (regeneración) de parcelas permanentes. Se pretende responder las siguientes preguntas: (i) ¿El NDVI permite evaluar la evolución y/o recuperación del bosque remanente primario cosechado para establecer las próximas etapas del manejo forestal?; (ii) ¿Los valores de NDVI de bosques cosechados mediante una CP presentan diferencias con otras alternativas silvícolas (CS o RA)?; (iii) ¿Cuánto tiempo debe transcurrir desde la primera cosecha del bosque primario hasta considerarse como área recuperada para poder implementar cortas finales?; (iv) ¿El NDVI puede determinar el grado de ocupación de la regeneración natural en los rodales cosechados a lo largo de una escala temporal?; y (v) ¿Qué variables y umbrales pueden definirse mediante el NDVI (en laboratorio) y la regeneración natural (a campo) en la evaluación de los rodales cosechados para dar continuidad al manejo forestal?. Se hipotetiza que el NDVI en los bosques de lenga cosechados en distintos períodos de tiempo pueden ofrecer umbrales diferenciales, validados con parcelas permanentes, que sirvan como indicadores de recuperación del estrato primario y secundario.

## MATERIAL Y MÉTODO

### Área de Estudio

El estudio comprendió las zonas de cosecha forestal sur y este de la Provincia de Tierra del Fuego (Paredes *et al.*, 2020). Estas áreas se corresponden a bosques puros de lenga clasificados en la categoría de conservación II (Ley Provincial 869/12) de las Reservas Forestales de Producción (RFP) denominadas: (i) Bombilla, (ii) Milna, (iii) Valdez, (iv) Lainez, (v) Lote 93, y (vi) Río Irigoyen. Estos bosques se encuentran comprendidos entre los 54°42'14" a 54°24'43" S y 68°21'00" a 66°04'33" O (Figura 1). Pertenecen al dominio de climas subpolares del hemisferio sur, donde la temperatura media anual varía entre los 4,4 a 4,8 °C (máximas de 13,4 °C y mínimas de -2,4 °C), con precipitaciones medias de 431 a 438 mm/año (máximas de 465 mm/año y mínimas de 248 mm/año), y valores de evapotranspiración entre 556 a 560 mm/año (Paredes, 2023).



**Figura 1.** Mapa de ubicación de Tierra del Fuego indicando las subregiones boscosas, ubicación de las parcelas de monitoreo y las Reservas Forestales de Producción analizadas.

### Selección, Procesamiento y Clasificación de Capas Vectoriales

Se utilizaron las capas vectoriales compiladas en el Plan de Ordenamiento y Planificación de las RFP de Tierra del Fuego (CIEFAP, 2023), seleccionando las correspondientes a los rodales cosechados entre el año 2000 y el 2019, donde se realizó una clasificación de acuerdo con el año de intervención, en períodos de 5 años (quinquenos): 2000-2004, 2005-2009, 2010-2014, y 2015-2019. Las capas vectoriales correspondientes a cada período quinquenal se presentaron como unidades de superficie irregular en toda la extensión del territorio. Para contar con unidades homogéneas de análisis se confeccionó una grilla hexagonal para cada RFP, de 20 ha cada celda (hexágono). Para los posteriores análisis, solo se consideró aquellas celdas que cubrían más del 90% con superficie intervenida, sin evidencias de castoreras, cursos

de agua y/o presencia de turbales, pudiendo incluir las obras que implica la cosecha (ej. caminos y canchones). Para cada unidad hexagonal se realizó una clasificación de acuerdo a los siguientes atributos: (i) promedio NDVI de imágenes del quinquenio 2020-2024 con unidades testigos de bosques primarios que no presentaron intervenciones silvícolas (PreCos); (ii) unidades con cosecha forestal reciente entre los años 2021 a 2024 (PostCos); (iii) unidades según anteriores períodos de intervención silvícola (2000-2004, 2005-2009, 2010-2014, 2015-2019); y (iv) tratamientos silvícolas implementados de acuerdo con los informes técnicos, incluyendo cortas de protección (CP), cortas selectivas (CS), y cosechas con retención en agregados (RA).

### Procesamiento de Imágenes Satelitales

Para el procesamiento de la información se utilizó el software QGIS 3.34.12 'Prizren'. Las imágenes empleadas fueron Sentinel 2 nivel 1c de los meses de enero y febrero de 2020 al 2024, con resolución espacial de 10 × 10 m. En las imágenes se excluyeron las áreas cosechadas con presencia de nubes evidentes. Cabe destacar que el área de estudio no presentó eventos de cambio abrupto de la cobertura del bosque cosechado (ej. incendios forestales, avalanchas de suelo), constatando que la información satelital refleje con precisión la condición existente en el área intervenida (ej. que los cambios analizados se deban a cambios en el follaje forestal o de la vegetación subyacente). Posteriormente, se aplicaron herramientas para la corrección atmosférica y para reducir el incremento de la radiancia absorbida por el sensor. Para ello se utilizó el plugin Semi-Automatic Classification Plugin (SCP), y las bandas 04 y 08 para el cálculo del índice NDVI a través de la herramienta de Grass "i.vi". El índice de NDVI varía entre -1 y +1, en el rango negativo (entre -1 y 0) representan áreas sin vegetación, como agua, suelo desnudo, superficies urbanas; y en el rango positivo (entre 0 y 1) indica presencia de vegetación, donde valores cercanos a 0 representan vegetación escasa o débil, y los valores cercanos a 1 reflejan vegetación densa y saludable. La expresión matemática que emplea es la siguiente (Gilbert *et al.*, 1997):

$$NDVI = (TM4 - TM3) / (TM4 + TM3)$$

Donde:

TM4 = banda del infrarrojo cercano,  
TM3 = banda del rojo.

### Análisis de Parcelas Permanentes con Posterioridad al Año 2000

Los rodales cosechados en planes de manejo forestal y seleccionados para la instalación de parcelas permanentes se vincularon a un sistema de información geográfico (SIG) donde se determinó las coordenadas del punto central. Dichos puntos se ubicaron en el terreno mediante el uso de un geoposicionador satelital (GPS) y se establecieron cuatro subparcelas rectangulares de 10 m x 50 m (500 m<sup>2</sup>) con orientación norte, este, sur y oeste. Para modelar la estructura forestal superior se registró las siguientes variables: (i) diámetro a la altura del pecho (DAP) con corteza (cm) de todos los árboles vivos mayores a 10 cm; (ii) DAP con o sin corteza (cm) de los árboles muertos en pie y/o volteados por viento >10 cm; (iii) diámetro de tocones con o sin corteza; (iv) fase de desarrollo (COI = crecimiento óptimo inicial, COF = crecimiento óptimo final, E = envejecimiento, D = desmoronamiento).

El procesamiento de los datos se realizó con el empleo de modelos de uso convencional en los inventarios forestales (Paredes, 2023), determinando el área basal (AB, m<sup>2</sup>/ha), y el DAP (cm). El volumen total con corteza (VT, m<sup>3</sup>/ha) se determinó a través de un modelo de cubicación propuesto por Martínez Pastur *et al.* (2002). Posteriormente, a través de la relación entre los árboles en pie al momento del registro de los datos y la estructura en pie inmediatamente de finalizada la cosecha forestal, se determinó el porcentaje de árboles que quedaron en pie una vez finalizada la cosecha forestal.

En cada extremo de las parcelas rectangulares se establecieron subparcelas de regeneración de superficie variable (ej. mínimo de 7 plantas juveniles). Para cada planta se registró la altura total (H, cm), y la calidad de las plantas según atributos de vigor y forma forestal (Cal, %). El banco de plántulas fue agrupado según estratos de altura: (i) menor a 20 cm; (ii) entre 20 y 50 cm; y (iii) mayor a 50 cm.



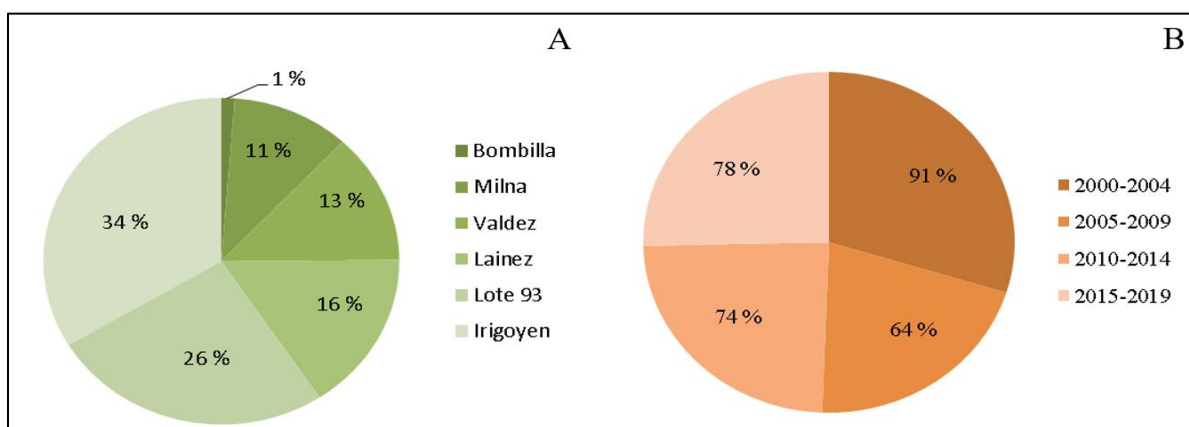
Se procesaron las variables de las parcelas permanentes para el dosel superior, y regeneración natural en función al periodo transcurrido luego de la cosecha forestal: (i) Post+5 = áreas con 5 años después de la intervención, (ii) Post+10 = áreas con 10 años luego de la cosecha, y (iii) Post+15 = áreas con 15 años luego de la cosecha.

### Análisis de los Datos

La escala territorial fue analizada a través de los atributos de superficie en hectáreas (ha) y una escala temporal en años desde la intervención para cada RFP. La escala temporal correspondió a la variable independiente de los análisis de varianza (ANDEVA) de un factor, donde las diferencias entre medias se compararon mediante Tukey ( $p < 0,05$ ). Las variables dependientes correspondieron a: (i) NDVI entre años 2020-2024 y su correspondencia con los periodos quinquenales de las áreas cosechadas; (ii) NDVI de los bosques sin intervención de cosecha y bosques cosechados; (iii) NDVI de las áreas cosechadas según tratamientos silvícolas; (iv) densidad, altura promedio, calidad de la regeneración natural clasificadas en estratos; (v) AB, DAP, y VT de los árboles remanentes luego de la cosecha, y de la estructura en pie actual. Los datos fueron procesados empleando Statgraphics Centurion XVI.I (StatPoint Technologies Inc., US).

## RESULTADOS

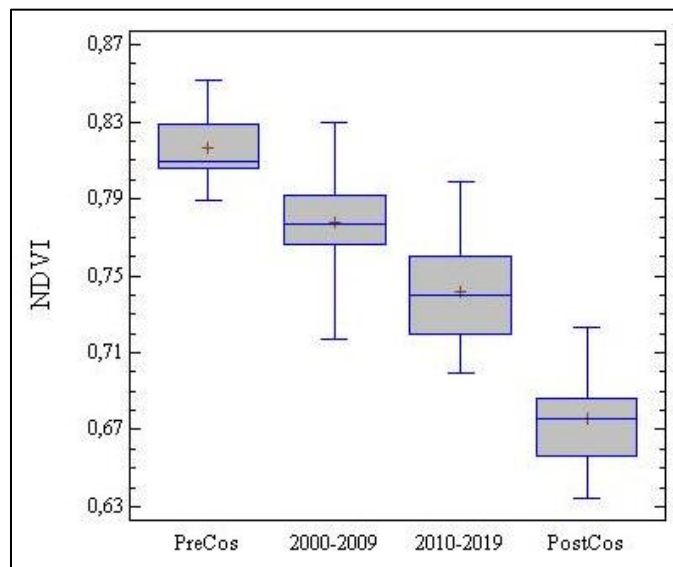
Los rodales cosechados durante el período 2000-2019 llegaron a 11.289 ha, donde el 76% de la superficie correspondió a las RFP de la zona este (Lainez, Lote 93, y Rio Irigoyen) (**Figura 2A**), siendo las cortas de protección (CP) el tratamiento silvícola con mayor implementación en el territorio a partir del año 2000 (**Figura 2B**). La clasificación digital resultó en 219 unidades hexagonales de 20 ha cada una. Se determinó un marco de referencia de valores de NDVI del bosque primario antes de la cosecha (PreCos), otro inmediatamente después de la cosecha (PostCos), y otros para las áreas cosechadas en el decenio 2000-2009 y 2010-2019. El ANDEVA mostró diferencias significativas y un patrón de distribución que se correlaciona con la escala temporal analizada (**Cuadro 1**). En este análisis, el NDVI para el bosque maduro sin intervención silvícola presentó el mayor valor, mientras que el bosque recientemente cosechado resultó con el menor valor, siendo: NDVI PreCos > NDVI 2000-2009 > NDVI 2010-2019 > NDVI PostCos (**Figura 3**).



**Figura 2.** (A) Porcentaje de la superficie cosechada durante el periodo 2000-2019 en la zona este del territorio (RFP Lainez, Lote 93, e Irigoyen), (B) Dominancia de cortas de protección en los distintos periodos analizados.

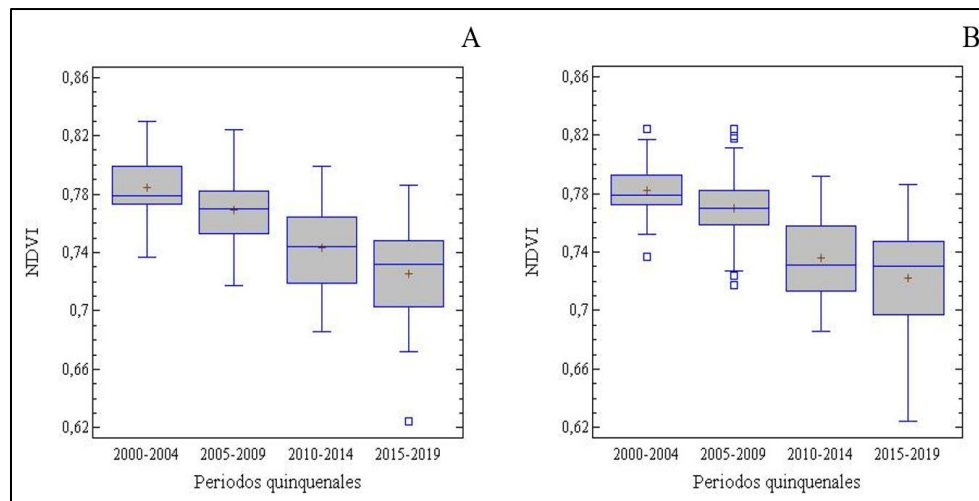
**Cuadro 1.** Análisis de varianza para NDVI entre los años 2020-2024, y valores promedios para períodos quinquenales luego de la cosecha forestal. F = test de Fisher, p = probabilidad. Letras diferentes muestran diferencias significativas mediante la prueba de Tukey ( $p < 0,05$ ).

| Período   | 2020                | 2021               | 2022               | 2023               | 2024               | Promedio           |
|-----------|---------------------|--------------------|--------------------|--------------------|--------------------|--------------------|
| 2000-2004 | 0,775 <sup>a</sup>  | 0,776 <sup>a</sup> | 0,789 <sup>a</sup> | 0,777 <sup>a</sup> | 0,772 <sup>a</sup> | 0,778 <sup>a</sup> |
| 2005-2009 | 0,743 <sup>bc</sup> | 0,751 <sup>b</sup> | 0,775 <sup>b</sup> | 0,748 <sup>b</sup> | 0,753 <sup>b</sup> | 0,750 <sup>b</sup> |
| 2010-2014 | 0,747 <sup>b</sup>  | 0,748 <sup>b</sup> | 0,763 <sup>b</sup> | 0,738 <sup>b</sup> | 0,753 <sup>b</sup> | 0,747 <sup>b</sup> |
| 2015-2019 | 0,731 <sup>c</sup>  | 0,731 <sup>c</sup> | 0,744 <sup>c</sup> | 0,682 <sup>c</sup> | 0,716 <sup>c</sup> | 0,725 <sup>c</sup> |
| F         | 15,45               | 16,06              | 16,57              | 35,71              | 12,96              | 27,03              |
| (p-value) | (<0,001)            | (<0,001)           | (<0,001)           | (<0,001)           | (<0,001)           | (<0,001)           |

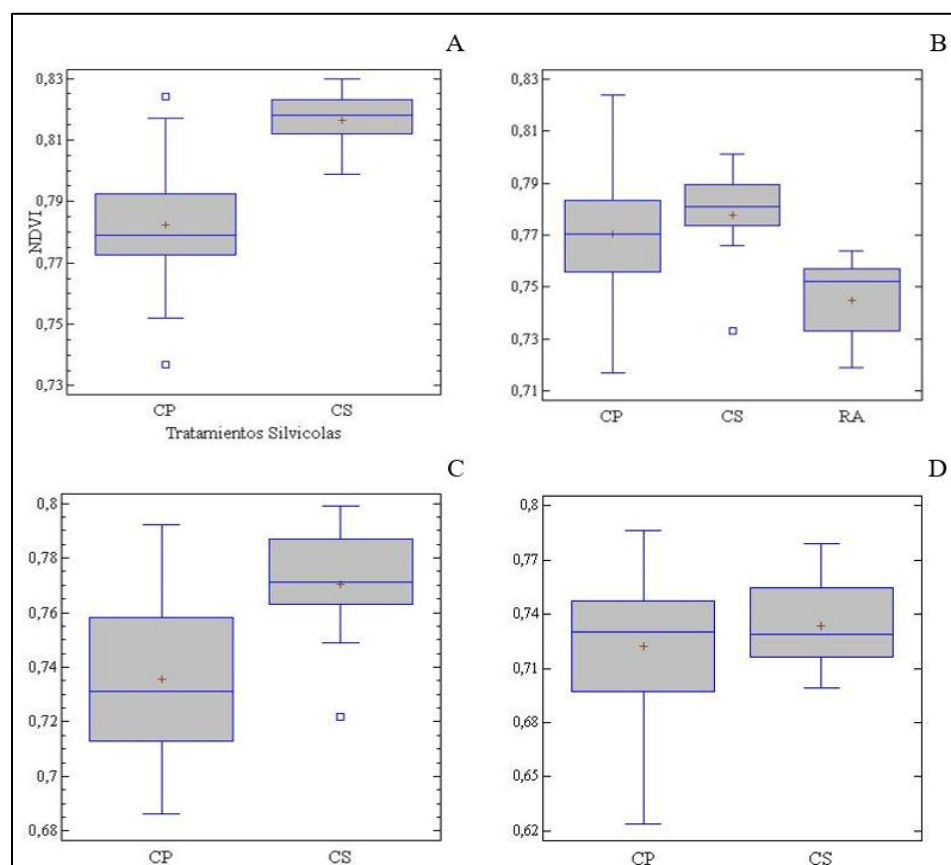


**Figura 3.** Gráfico de cajas y bigotes para NDVI según tipos de bosques sin intervención (PreCos), bosques con cosecha reciente (PostCos), bosques cosechados en el decenio 2000-2009 y 2010-2019.

Al igual que en la **Figura 3**, el análisis de los índices NDVI para los diferentes quinquenios resultó con un gradiente asociado a la escala temporal analizada, donde las áreas con mayor tiempo transcurrido luego de la cosecha tuvieron índices cercanos al NDVI del bosque primario: NDVI 2000-2004 > NDVI 2005-2009 > NDVI 2010-2014 > NDVI 2015-2019 (**Figuras 4A y 4B**). Por otra parte, el análisis de los tratamientos silvícolas implementados para cada periodo quinquenal no presentó diferencias significativas. Sin embargo, cabe destacar que la corta de protección (CP) presentó el mayor desvío estándar en relación con las cortas selectivas (CS) y la cosecha con agregados (RA) (**Figura 5**).



**Figura 4.** Gráfico de cajas y bigotes para NDVI según periodos quinquenales de cosecha. (A) NDVI de áreas cosechadas considerando todos los tratamientos silvícolas implementados, (B) NDVI de áreas cosechadas bajo cortas de protección.



**Figura 5.** Gráfico de cajas y bigotes para NDVI según tratamientos silvícolas implementados para cada periodo de estudio. (A) Periodo 2000-2004, (B) Período 2005-2009, (C) Período 2010-2014, (D) Período 2015-2019. CP = cortas de protección, CS = cortas selectivas, RA = retención en agregados.

El ANDEVA correspondiente a las variables de la estructura secundaria comparando los periodos estudiados resultó en diferencias significativas, mostrando un comportamiento esperable en cuanto a la dinámica de la recuperación del bosque post-cosecha. La cantidad de plantas (N) de regeneración natural por unidad de superficie fue mayor durante el Post+5 > Post+10 > Post+15, mientras que la altura promedio y la calidad de plantas se incrementó a medida que transcurrió el tiempo luego de la cosecha (Post+5 < Post+10 < Post+15). La altura de la regeneración natural analizada por dominancia de estratos también presentó un comportamiento esperable en función del tiempo transcurrido luego de la cosecha. La dominancia del estrato de plantas menores a 20 cm de altura fue durante el Post+5 > Post+10 > Post+15; el estrato de plantas con alturas mayores a 50 cm fue durante el Post+5 < Post+10 < Post+15. Por otra parte, durante el Post+5 resultó que el estrato dominante fue el de plantas con alturas <20 cm, mientras que durante el Post+10 empieza a tener dominancia el estrato de plantas con alturas >50 cm. Finalmente, durante el Post+15 la dominancia del estrato de plantas mayores a los 50 cm alcanzó el 78% (**Cuadro 2**).

**Cuadro 2.** Análisis de varianza para variables de regeneración natural según cantidad de plantas por unidad de superficie (N, plantas/ha), altura promedio (H, cm), calidad de las plantas (Cal, %), estratos de bancos de plántulas <20 cm (<20, %), de 20-50 cm de altura (20-50, %), y >50 cm (>50, %), según el tiempo transcurrido luego de la cosecha forestal (Post cosecha) luego de 5 años de la cosecha (Post+5), luego de 10 años (Post+10), y luego de 15 años (Post+15). F = test de Fisher, p = probabilidad. Letras diferentes muestran diferencias significativas mediante la prueba de Tukey (p < 0,05).

| Post cosecha | Variables             |                    |                  | Estratos de altura (cm) |                 |                 |
|--------------|-----------------------|--------------------|------------------|-------------------------|-----------------|-----------------|
|              | N                     | H                  | Cal              | <20                     | 20-50           | >50             |
| Post+5       | 638.035 <sup>a</sup>  | 37,4 <sup>a</sup>  | 80 <sup>a</sup>  | 49 <sup>a</sup>         | 32 <sup>a</sup> | 19 <sup>a</sup> |
| Post+10      | 469.145 <sup>ab</sup> | 87,1 <sup>b</sup>  | 86 <sup>ab</sup> | 23 <sup>b</sup>         | 21 <sup>b</sup> | 57 <sup>b</sup> |
| Post+15      | 232.373 <sup>b</sup>  | 143,3 <sup>c</sup> | 94 <sup>c</sup>  | 7 <sup>c</sup>          | 15 <sup>b</sup> | 78 <sup>c</sup> |
| F            | 4,02                  | 25,57              | 3,93             | 18,21                   | 4,91            | 30,56           |
| (p-value)    | (0,020)               | (<0,001)           | (0,022)          | (<0,001)                | (0,009)         | (<0,001)        |

La estructura del dosel superior luego de la cosecha no presentó diferencias significativas para el AB, DAP y VT. Sin embargo, la relación de la estructura en pie con la estructura remanente inmediatamente de finalizada la cosecha forestal presentó diferencias significativas entre el período Post+5 con los períodos Post+10 y Post+15. Durante los primeros años luego de la cosecha se mantuvo en pie aproximadamente el 53% de la estructura original, mientras que durante los períodos Post+10 y Post+15 descendió al 37% y 33%, respectivamente (**Cuadro 3**).

**Cuadro 3.** Análisis de varianza para variables de estructura superior en pie según área basal (AB, m<sup>2</sup>/ha), diámetro a la altura del pecho (DAP, cm), volumen total (VT, m<sup>3</sup>/ha), estructura en pie actual en relación con la estructura inmediatamente finalizada la cosecha (EP, %), según el tiempo transcurrido luego de la cosecha forestal (Post cosecha) en luego de 5 años de la cosecha (Post+5), luego de 10 años (Post+10) y luego de 15 años (Post+15).

| Post cosecha | AB      | DAP     | VT      | EP      |
|--------------|---------|---------|---------|---------|
| Post+5       | 21,3    | 36,5    | 217,9   | 53 a    |
| Post+10      | 14,5    | 33,7    | 152,1   | 37 b    |
| Post+15      | 16,2    | 26,7    | 177,6   | 33 b    |
| F            | 1,63    | 1,83    | 1,03    | 4,59    |
| (p-value)    | (0,201) | (0,167) | (0,358) | (0,012) |

## DISCUSIÓN

Los bosques productivos cosechados durante el período 2000-2019 se encuentran geográficamente al sur del Lago Fagnano en el centro del sector argentino de Tierra del Fuego, y hacia el este de la ciudad de Tolhuin, que es el área que presenta la mayor superficie de bosques cosechados luego del año 2000, principalmente bajo cortas de protección. Tal como se indica en el Informe de la Cuenca Forestal Tolhuin (MAYDS, 2021), dichas áreas ofrecen la ventaja de cercanía del recurso forestal con la industria forestal instalada en Tolhuin (<50 km), disminuyendo las necesidades de infraestructura y minimizando los riesgos debido a las inclemencias climáticas. Por otra parte, un relevamiento del CIEFAP (2023) observa que prácticamente la totalidad de los productores forestales de la provincia hacen uso de estos bosques fiscales.

Los valores NDVI de las áreas cosechadas presentan un patrón temporal esperable de recuperación de la biomasa arbórea de acuerdo con los resultados de medición de las parcelas permanentes. En este contexto, se determinó un marco de referencia con valores de NDVI de los bosques sin intervención silvícola (0,816) y de los bosques cosechados recientemente durante los años 2020-2023 (0,676), que en promedio presentan una disminución de 0,140 del índice (-17,1%). Para los bosques puros de lenga en Patagonia Sur no se cuenta con suficiente información sobre las características espectrales y temporales de la recuperación de los bosques luego de la cosecha. Existen antecedentes de la evaluación de áreas boscosas utilizando NDVI en distintas formaciones vegetales en Patagonia Norte, con variadas condiciones climáticas, de elevación y condiciones edáficas, así como diferentes perturbaciones naturales y asociadas a las actividades humanas (ej. incendios forestales, plagas y enfermedades). Peña (2007) informa para bosques sin uso y achaparrados de lenga valores de NDVI entre 0,7 a 0,8. Ojeda *et al.* (2011) informa valores para bosques de alta densidad de *Araucaria araucana*, lenga y *N. dombeyi* con valores NDVI de 0,62, mientras que en bosques de mediana densidad de *A. araucana* y lenga, los valores disminuyen un poco a 0,55. Por otra parte, para la misma densidad y especies achaparradas de árboles, pero creciendo a >1.400 m.s.n.m. los valores NDVI resultantes fueron de 0,57. Santelices *et al.* (2022) informa para bosques de *N. alessandrii* con cobertura completa valores de NDVI entre 0,6 y 0,8, en rodales afectados por un incendio forestal, y donde se determinó como límite inferior de recuperación de la cobertura arbórea un valor de NDVI de 0,5.

En otros estudios también se utilizan otros índices para evaluar la recuperación de la biomasa de acuerdo al tipo y magnitud de la perturbación sobre el bosque. Por ejemplo, White *et al.* (2017) caracterizaron la recuperación de la vegetación luego de un incendio, utilizando el índice NBR (Índice Normalizado de Quemado). Senf *et al.* (2015) usaron dicho índice para analizar perturbaciones en áreas forestales causadas por ataques de diferentes tipos de insectos. De esta manera, y en función al tipo de perturbación que afecta a un ecosistema boscoso determinado, los índices a escala territorial ofrecen un diagnóstico diferencial y satisfactorio del estado de un área forestal, dentro de un rango de índice amplio. Sin embargo, cuando dicho diagnóstico se complementa con los antecedentes a escala de rodal, como ejemplo las parcelas permanentes presentadas, se otorga mayor validación a la información generada. Paredes (2023) cita valores a escala de rodal para bosques bajo manejo forestal en Patagonia Sur, donde se concluye que los niveles de degradación en los bosques secundarios son muy bajos y permiten una recuperación en el mediano y largo plazo de las características estructurales, presentando una alta resiliencia a los impactos. En este contexto, los valores NDVI de referencia permiten comparar la recuperación de los bosques de producción de lenga luego de 20 años de transcurrida la cosecha forestal (Pregunta 1).

Por otra parte, para cada período luego de la cosecha forestal se observó que las cortas de protección presentaron valores NDVI con mayor variabilidad en relación con los otros tratamientos silvícolas. En áreas cosechadas con cortas de protección durante 20 años, Martínez Pastur *et al.* (2017) evidenciaron la disminución de la cobertura forestal debido a la caída de árboles, mortalidad total o parcial de las copas de los árboles remanentes que transcurren cada año luego de la cosecha. De igual modo, Paredes (2023) en áreas bajo corta de protección para un período de 10 años luego de la cosecha también constató la disminución de la estructura forestal superior por muerte en pie y volteos de vientos, así como variabilidad en la intensidad de la cosecha, dada supuestamente por diferencias en el uso de maquinaria y tecnología forestal en cada sitio de estudio. En el Cuadro 3 se aprecia que la estructura en pie luego de 5, 10 y 15 años de realizada la cosecha disminuye paulatinamente, tal como se evidenció en los estudios indicados



precedentemente. De esta manera, el NDVI es un buen indicador para ponderar el grado de perturbación de los distintos tipos de tratamientos silvícolas y la intensidad de la cosecha implementada (Pregunta 2).

Al contar con valores NDVI de referencia de bosques sin intervención silvícola y valores para bosques cosechados recientemente, es posible observar valores NDVI crecientes desde el período 2015-2019 al 2000-2004 lo cual indica la recuperación del estrato arbóreo en los rodales bajo manejo (**Figura 4**). Los datos de las parcelas permanentes (**Cuadros 2 y 3**) permiten cuantificar la disminución progresiva de la estructura en pie a lo largo de los años luego de la cosecha, lo cual permite suponer la existencia de productos maderables volteados por el viento en los rodales. Asimismo, se aprecia la dinámica de desarrollo favorable de la regeneración natural, a través del incremento en altura (promedio de plantas durante el Post+10 de hasta 90 cm de altura) y dominancia del estrato de plántulas >50 cm cuando el bosque cuenta con 10 años de realizada la primera intervención silvícola, evidenciando en este sentido el aumento progresivo del NDVI en los quinquenios analizados. Esto se debe en mayor medida al crecimiento de la regeneración, acompañado en parte por expansión de copas de los árboles remanentes. De esta manera, puede considerarse viable la realización de las cortas finales durante el Post+10 empleando el NDVI como un indicador (Pregunta 3).

La regeneración natural a partir del Post+10 evidenció una ocupación del suelo mayoritariamente en formaciones agrupadas y en los sectores con mayor apertura del dosel superior. **Paredes (2023)** cuantificó que durante los 10 años luego de la cosecha, el suelo forestal se encontraba ocupado por vegetación en un 53%, donde solo el 15% del suelo se encontraba sin cobertura (correspondiendo principalmente a zonas de sacrificio como canchones y caminos). En otros sectores el suelo se encontraba cubierto por residuos leñosos de la cosecha y por árboles caídos por el viento. Asimismo, la regeneración natural de lenga se presentó con una dominancia del 31% en relación con otras especies vegetales de herbáceas y gramíneas. En este contexto puede considerarse viable que a través del NDVI se determine el grado de ocupación de la regeneración natural en las áreas intervenidas por cortas de protección (Pregunta 4).

Finalmente, **Bryant et al. (2019)** y **Albrich et al. (2020)** sostienen que la regeneración natural es un buen indicador para evaluar la resiliencia y la recuperación de los bosques cosechados o impactados. **Peña & Calderón (2021)** destacan la utilidad de la teledetección para monitorear a una escala de paisaje los bosques, pero con la necesidad de incorporar datos de campo para comprender completamente los cambios en su composición y estructura. De esta manera, las variables de regeneración natural (ej. dominancia 50% del estrato >50 cm de altura) y umbrales NDVI (>0,699) permitirían sostener el éxito en la continuidad del manejo forestal en bosques cosechados bajo una primera intervención de cortas de protección. En este contexto, se considera viable utilizar umbrales NDVI en forma conjunta con métricas de parcelas permanentes para evaluar la dinámica de recuperación de los bosques cosechados y poder generar indicadores para la toma de decisiones (Pregunta 5).

## CONCLUSIONES

La utilización de herramientas de teledetección (ej. imágenes satelitales) y modelos tendientes a cuantificar la productividad de la biomasa forestal a escala territorial, en combinación con el registro de datos de las parcelas permanentes a escala de rodal, permiten dar mayor validez al monitoreo de bosques de producción de lenga en Patagonia sur. Si bien el NDVI puede ofrecer valores satisfactorios de recuperación de la biomasa forestal, no se puede rastrear mediante un índice espectral de vegetación la composición de dicha vegetación, así como confirmar que el 100% de la biomasa corresponde a un estrato de regeneración en óptimas condiciones de desarrollo. Es por ello, que ambas escalas de trabajo (índices + parcelas permanentes) se complementan satisfactoriamente a los fines de ponderar la recuperación de la cobertura forestal de los bosques cosechados en los últimos 20 años en Tierra del Fuego (Argentina). La información generada permite ofrecer algunos antecedentes para continuar con otros estudios y establecer que variables de la regeneración natural (ej. altura, densidad) pueden encontrarse correlacionadas con determinados valores de NDVI, y de esa manera poder explicar la variabilidad interna de las mediciones. Finalmente, se puede afirmar que el NDVI constituye una herramienta de fácil obtención y muy útil para la toma de decisiones en relación con la continuidad del manejo forestal en áreas de bosques primarios que

han tenido su primera intervención, y de esta manera ofrecer información de base para ponderar los bosques productivos como sumideros de carbono.

## REFERENCIAS

- Albrich, K., Rammer, W., Turner, M.G., Ratajczak, Z., Brazionas, K.H., Hansen, W.D. & Seidl, R. (2020).** Simulating forest resilience: A review. *Global Ecology and Biogeography*, 29(12): 2082-2096. <https://doi.org/10.1111/geb.13197>
- Badano, E. & Sánchez-Montes de Oca, E. (2022).** Seed fate, seedling establishment and the role of propagule size in forest regeneration under climate change conditions. *Forest Ecology and Management*, 503: e119776. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2021.119776>
- Banskota, A., Kayastha, N., Falkowski, M.J., Wulder, M.A., Froese, R.E. & White, J.C. (2014).** Forest monitoring using Landsat time series data: A review. *Canadian Journal of Remote Sensing*, 40, 362-364. <https://doi.org/10.1080/07038992.2014.987376>
- Bryant, T., Waring, K., Sánchez Meador, A. & Bradford, J.B. (2019).** A framework for quantifying resilience to forest disturbance. *Frontiers in Forests and Global Change*, 2, 56. <https://doi.org/10.3389/ffgc.2019.00056>
- Chazdon, R.L. & Guariguata, M.R. (2016).** Natural regeneration as a tool for large-scale forest restoration in the tropics: prospects and challenges. *Biotropica*, 48(6), 716-730. <https://doi.org/10.1111/btp.12381>
- Chuvieco, E. (1995).** Fundamentos de teledetección espacial. Ed. RIALP, S.A. Madrid, Spain.
- Chuvieco, E., Martín, M.P. & Palacios, A. (2002).** Assessment of different spectral indices in the red-near-infrared spectral domain for burned land discrimination. *International Journal of Remote Sensing*, 23, 5103-5110. <https://doi.org/10.1080/01431160210153129>
- CIEFAP. (2023).** Ordenamiento y Planificación de las Reservas Forestales de Producción de Tierra del Fuego, Antártida e Islas del Atlántico Sur. Consejo Federal de Inversiones (CFI) y Gobierno de la Provincia de Tierra del Fuego. Ushuaia, Argentina.
- Enríquez de Salamanca, A. (2022).** Impacts of human actions on vegetation connectivity: Assessment, mitigation and monitoring. *Journal of Environmental Engineering and Management*, 21(6): 915-926. <http://www.eemj.icpm.tuiasi.ro/>; <http://www.eemj.eu>
- Frolking, S., Palace, M.W., Clark, D.B., Chambers, J.Q., Shugart, H.H. & Hurtt, G.C. (2009).** Forest disturbance and recovery: A general review in the context of spaceborne remote sensing of impacts on aboveground biomass and canopy structure. *Journal of Geophysical Research*, 114, 2-20. <https://doi.org/10.1029/2008JG000911>
- Gilabert, M., González-Piqueras, J. & García-Haro, J. (1997)** Acerca de los índices de Vegetación. *Revista de Teledetección*, 8: 35-45.
- Hais, M., Jonášová, M., Langhammer, J. & Kučera T. (2009).** Comparison of two types of forest disturbance using multitemporal Landsat TM/ETM+ imagery and field vegetation data. *Remote Sensing of Environment*, 113(4): 835-845. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2008.12.012>
- Hirschmugl, M., Gallaun, H., Dees, M., Datta, P., Deutscher, J., Koutsias, N. & Schardt, M. (2017).** Methods for mapping forest disturbance and degradation from optical Earth observation data: A review. *Current Forestry Reports*, 3: 32-45. <https://doi.org/10.1007/s40725-017-0047-2>
- Johnstone, J., Allen, C., Franklin, J.F., Frelich, L., Harvey, B., Higuera, P., Mack, M. et al. (2016).** Changing disturbance regimes, ecological memory, and forest resilience. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 14(7): 369-378. <https://doi.org/10.1002/fee.1311>
- Jones, H. & Vaughan, R. (2010).** Remote sensing of vegetation: Principles, techniques and applications. Oxford University Press, New York, USA.
- Jonson, E.A. & Miyanishi, K. (2007).** Plant disturbance ecology. Academic Press, London, UK.



- Kushla, J.D. & Ripple, W.J. (1998). Assessing wildfire effects with Landsat thematic mapper data. *International Journal of Remote Sensing*, 19: 2493-2504. <https://doi.org/10.1080/014311698214587>
- Labrecque, S., Fournier, R.A., Luther, J.E. & Piercey, D. (2006). A comparison of four methods to map biomass from Landsat-TM and inventory data in western Newfoundland. *Forest Ecology and Management*, 226: 129-144. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2006.01.030>
- Loto, D., Kees, S., Azcona, M., De Tellería, S., Manghi, E., Gaitán, J., Spagarino, C. et al. (2021). Estructura de bosques con palo santo (*Gonopterodendron sarmiento*): Evaluación regional para su manejo y conservación en la Argentina. *Ecología Austral*, 31(3), 558-574. <https://doi.org/10.25260/EA.21.31.3.0.1795>
- Martínez Pastur, G., Lencinas, M.V., Cellini, J., Díaz, B., Peri, P.L. & Vukasovic, R. (2002). Herramientas disponibles para la construcción de un modelo de producción para la lenga (*Nothofagus pumilio*) bajo manejo en un gradiente de calidades de sitios. *Bosque*, 23: 69-80. <https://doi.org/10.4067/S0717-92002002000200008>
- Martínez Pastur, G., Lencinas, M.V., Peri, P.L., Moretto, A., Cellini, J.M., Mormeneo, I. & Vukasovic, R. (2007). Harvesting adaptation to biodiversity conservation in sawmill industry: Technology innovation and monitoring program. *Journal of Technology Management and Innovation*, 2(3): 58-70. <https://www.jotmi.org/index.php/GT/article/view/art57>
- Martínez Pastur, G., Lencinas, M.V., Cellini, J.M., Peri, P.L. & Soler R. (2009). Timber management with variable retention in *Nothofagus pumilio* forests of Southern Patagonia. *Forest Ecology and Management*, 258(4): 436-443. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2009.01.048>
- Martínez Pastur, G., Soler, R., Pulido, F. & Lencinas, M.V. (2013). Variable retention harvesting influences biotic and abiotic drivers along the reproductive cycle in southern Patagonian forests. *Forest Ecology and Management*, 289(1): 106-114. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2012.09.032>
- Martínez Pastur, G., Soler, R., Cellini, J.M., Lencinas, M.V., Peri, P.L. & Neyland M.G. (2014). Survival and growth of *Nothofagus pumilio* seedlings under several microenvironments after variable retention harvesting in southern Patagonian forests. *Annals of Forest Science*, 71: 349-362. <https://doi.org/10.1007/s13595-013-0343-3>
- Martínez Pastur, G., Cellini, J.M., Barrera, M.D., Lencinas, M.V., Soler, R. & Peri, P.L. (2017). Influencia de factores bióticos y abióticos en el crecimiento de la regeneración pre y post cosecha en un bosque de *Nothofagus pumilio*. *Bosque*, 38(2): 247-257. <http://doi.org/10.4067/S0717-92002017000200003>
- Martínez Pastur, G., Rodríguez-Souilla, J., Bottán, L., Favoretti, S. & Cellini, J.M. (2024). Quantifying blowdown disturbance in overstory retention patches in managed *Nothofagus pumilio* forests with variable retention harvesting. *Forests*, 15(8): 1432. <https://doi.org/10.3390/f15081432>
- MAYDS. (2021). Diagnóstico ambiental socio-económico de cuencas forestales: Cuenca Forestal Tolhuin. Proyecto Fondo Cooperativo de Preparación para el Carbono de los Bosques (FCPF). Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible de la República Argentina, Buenos Aires, Argentina.
- Ojeda, N., Sandoval, V., Soto, H., Casanova, J.L., Herrera, M.A., Morales, L., Espinoza, A. et al. (2011). Discriminación de bosques de *Araucaria araucana* en el Parque Nacional Conguillío, centro-sur de Chile, mediante datos Landsat TM. *Bosque*, 32(2): 113-125. <http://doi.org/10.4067/S0717-92002011000200002>
- Paredes, D., Cellini, J.M., Lencinas, M.V., Parodi, M., Quiroz, D., Ojeda, J., Farina, S. et al. (2020). Influencia del paisaje en las cortas de protección en bosques de *Nothofagus pumilio* en Tierra del Fuego, Argentina: Cambios en la estructura forestal y respuesta de la regeneración. *Bosque*, 41(1): 55-64. <http://doi.org/10.4067/S0717-92002020000100055>
- Paredes, D. (2023). Características estructurales que inciden en la regeneración natural de bosques cosechados bajo cortas de protección de *Nothofagus pumilio* (lenga) a lo largo de gradientes ambientales en Tierra del Fuego, Argentina: Adecuación de prácticas silvícolas para el manejo sostenible. Tesis para optar al título de Doctor. Universidad Nacional de La Plata, La Plata, Argentina.
- Peña, M.A. (2007). ASTER satellite image corrections to estimate vegetational parameters on the Mirta river basin, Aysén. *Bosque*, 28(2): 162-172. <https://dx.doi.org/10.4067/S0717-92002007000200009>

- Peña, M.A. & Calderón, P. (2021). Evaluación de dos perturbaciones simultáneas en bosques de Araucaria-lenga, usando diferencias de índices espectrales. *GeoFocus* 27: 5-18. <http://dx.doi.org/10.21138/GF.689>.
- Peri, P.L., Lencinas, M.V., Bousson, J., Lasagne, R., Soler, R., Bahamonde, H. & Martínez Pastur, G. (2016). Biodiversity and ecological long-term plots in Southern Patagonia to support sustainable land management: The case of PEBANPA network. *Journal of Nature Conservation*, 34: 51-64. <https://doi.org/10.1016/j.jnc.2016.09.003>
- Peri, P.L., Nahuelhual, L. & Martínez Pastur, G. (2021). Ecosystem Services in Patagonia: A Multi-criteria approach for an integrated assessment. *Springer Nature: Natural and Social Sciences of Patagonia*. Ed. Springer, Cham, Alemania.
- Rist L., Moen J. (2013). Sustainability in forest management and a new role for resilience thinking. *Forest Ecology and Management*, 310, 416-427. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2013.08.033>
- Rodríguez Souilla, J., Cellini J.M., Roig F.A., Lencinas M.V., Chaves J.E., Aravena Acuña, M.C., Peri P.L. et al. (2023). Variable retention harvesting and climate variations influence over natural regeneration dynamics in *Nothofagus pumilio* forests of Southern Patagonia. *Forest Ecology and Management*, 544: e121221. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2023.121221>
- Rusch, V.E., López, D.R., Cavallero, L., Rusch, G.M., Garibaldi, L.A., Grosfeld, J. & Peri, P.L. (2017). Modelo de estados y transiciones de los ñirantales del NO de la Patagonia como herramienta para el uso silvopastoril sustentable. *Ecología Austral*, 27(2): 266-278. <https://doi.org/10.25260/EA.17.27.2.0.240>
- Rykiel, E.J., Coulson, R.N., Sharpe, P., Allen T. & Flamm R.O. (1988). Disturbance propagation by bark beetles as an episodic landscape phenomenon. *Landscape Ecology*, 3, 129-139. <https://doi.org/10.1007/BF00162739>
- Santelices, R., Ariza, A.C., Flores, P.S. & Cerrillo, R. (2022). Assessment of a wildfire in the remaining *Nothofagus alessandrii* forests, an endangered species of Chile, based on satellite Sentinel-2 images. *International Journal of Agriculture and Natural Resources*, 49(2): 85-96. <http://doi.org/10.7764/ijanr.v49i2.2337>
- Senf, C., Pflugmacher, D., Wulder, M.A. & Hostert, P. (2015). Characterizing spectral-temporal patterns of defoliator and bark beetle disturbances using Landsat time series. *Remote Sensing of Environment*, 170: 166-177. <http://doi.org/10.1016/j.rse.2015.09.019>
- Schmidt H. & Urzúa, A. (1982). Transformación y manejo de los bosques de lenga en Magallanes. *Ciencias Agrícolas* 11. Universidad de Chile, Santiago, Chile.
- Sutherland, I.J., Bennett, E.M. & Gergel, S.E. (2016). Recovery trends for multiple ecosystem services reveal non-linear responses and long-term tradeoffs from temperate forest harvesting. *Forest Ecology and Management*, 374, 61-70. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2016.04.037>
- Townsend, P.A., Singh A., Foster J.R., Rehberg N.J., Kingdon C.C., Eshleman K.N. & Seagle S.W. (2012). A general Landsat model to predict canopy defoliation in broadleaf deciduous forests. *Remote Sensing of Environment*, 119: 255-265. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2011.12.023>
- Villablanca, F.A. (2020). Análisis temporal de anomalías de la productividad primaria asociada a eventos de incendios en bosques mediterráneos de Chile y España. Tesis para optar al título de Máster. Pontificia Universidad Católica de Chile, Santiago, Chile.
- Waring R.H., Running S.W. (1998). *Forest ecosystems: Analysis at multiple scales*. Academic Press, New York, USA.
- White, M.P., Pahl, S., Wheeler, B.W., Depledge, M.H. & Fleming L.E. (2017). Natural environments and subjective wellbeing: Different types of exposure are associated with different aspects of wellbeing. *Health and Place* 45: 77-84. <http://doi.org/10.1016/j.healthplace.2017.03.008>
- Xue J. & Su, B. (2017). Significant remote sensing vegetation indices: A Review of Developments and Applications. *Journal of Sensors*, 2017: e353691. <https://doi.org/10.1155/2017/1353691>



## ARTÍCULO

## Las condiciones edáficas de un bosque mixto y una plantación explican sus diferencias de productividad.

José Martínez-Rivas<sup>1, 2</sup> ; Marín Pompa-García<sup>2\*</sup> ; Andrea Acosta-Hernández<sup>2</sup> , Pablito López-Serrano<sup>3</sup> ; Christian Wehenkel<sup>3</sup>  & Carlos Aguirre-Salado<sup>4</sup> .

<sup>1</sup>Programa Institucional de Doctorado en Ciencias Agropecuarias y Forestales, Universidad Juárez del Estado de Durango. Durango, México. 1183494@alumnos.ujed.mx

<sup>2</sup>Laboratorio de Dendroecología, Fac Cs Agropecuarias y Forestales, Universidad Juárez del Estado de Durango. Durango, México. mpgarcia@ujed.mx; andrea.acosta@ujed.mx

<sup>3</sup>Instituto de Silvicultura e Industria de la Madera, Universidad Juárez del Estado de Durango. Durango, México. p\_lopez@ujed.mx; wehenkel@ujed.mx

<sup>4</sup>Facultad de Ingeniería, Universidad Autónoma de San Luis Potosí. San Luis Potosí, México. carlos.aguirre@uaslp.mx

DOI: <https://doi.org/10.52904/0718-4646.2025.635>

Recibido: 16.06.2025; Aceptado 08.08.2025.

### RESUMEN

La productividad forestal es un parámetro crucial en el manejo de los ecosistemas forestales, comúnmente evaluado con parámetros de crecimiento de la vegetación. No obstante, son pocas las investigaciones que asocian las propiedades fisicoquímicas del suelo como factores de la producción forestal. El objetivo de esta investigación fue analizar la relación entre las propiedades fisicoquímicas del suelo y la productividad forestal en dos tipos de ecosistemas: un Bosque Natural Mixto dominado por *Pinus engelmannii* Carr. y una Plantación forestal de *Pinus arizonica* Engelm. Para ello, se realizaron análisis fisicoquímicos del suelo y se utilizó el Incremento de área basal (IAB) como indicador dendroecológico de productividad. Los resultados evidenciaron que las variaciones de las propiedades edáficas y la disponibilidad de nutrientes influyen directamente en el crecimiento forestal. El Bosque Natural Mixto presentó suelos con mayor contenido de materia orgánica, nitrógeno total, fósforo disponible, además una estructura más favorable para la actividad biológica. La Plantación forestal mostró menor fertilidad, pero mayor capacidad de retención de humedad, así como con condiciones más homogéneas, que, junto con una menor competencia interespecífica, favoreció un crecimiento más acelerado de *P. arizonica*. Por su parte, *P. engelmannii* mostro un incremento en área basal moderado, posiblemente influenciado por la competencia interespecífica y la dinámica ecológica del bosque mixto. Estas diferencias resaltan como el tipo de ecosistema y las propiedades edáficas inciden en la productividad forestal. Se recomienda el monitoreo continuo de variables edáficas y la incorporación de nuevas variables que contribuyan al modelaje del crecimiento forestal.

**Palabras clave:** Perfil de suelo, macroelementos, microelementos, uso de suelo, vegetación, horizontes, ancho de anillo.

### SUMMARY

Forest productivity is a crucial parameter in the management of forest ecosystems and is commonly evaluated using vegetation growth metrics. However, limited research has examined the role of soil physicochemical properties as determinants of forest productivity. This study aimed to analyze the relationship between soil physicochemical characteristics and forest productivity in two ecosystem types: a mixed natural forest dominated by *Pinus engelmannii* Carr. and a forest plantation of *Pinus arizonica* Engelm. To this end, soil physicochemical analyses were conducted, and basal area increment (BAI) was used as a dendroecological proxy for productivity. The results indicated that variations in edaphic properties and nutrient availability directly influence forest growth. The mixed natural forest exhibited soils with higher levels of organic matter, total nitrogen, and available phosphorus, along with a more favorable structure for biological activity. In contrast, the plantation forest showed lower fertility but higher moisture retention capacity and more homogeneous conditions, which, combined with reduced interspecific competition, promoted the accelerated growth of *P. arizonica*.



---

Meanwhile, *P. engelmannii* exhibited a moderate increase in basal area, potentially influenced by interspecific competition and the ecological dynamics of the mixed forest. These findings underscore the influence of ecosystem type and edaphic properties on forest productivity. Continued monitoring of soil variables and the integration of additional factors into forest growth models are recommended to enhance predictive accuracy and inform sustainable management practices.

**Key words:** Soil profile, macroelements, microelements, land use, vegetation, horizons, ring width

---

## INTRODUCCIÓN

La productividad forestal es clave para mantener los servicios que brindan los ecosistemas. Estos servicios incluyen la captura de carbono, el ciclo del agua y la producción de recursos como madera o forraje (Nunes *et al.*, 2020). Uno de los factores más importantes que influye en esta productividad es el tipo de suelo. Sus características físicas y químicas regulan la disponibilidad de nutrientes, agua y la salud de las raíces (Delgado & Gómez, 2017). Un suelo fértil, con buena estructura y alto contenido de materia orgánica, puede sostener bosques diversos y productivos, incluso en condiciones ambientales severas (Binkley & Fisher, 2019). Cuando el suelo tiene un equilibrio adecuado, las plantas crecen más rápido y con mayor resistencia. Por ejemplo, suelos con buen drenaje y capacidad para retener humedad ayudan a que los árboles resistan periodos secos (Bram *et al.*, 2019). Además, los niveles de nutrientes como nitrógeno, fósforo y potasio están directamente ligados al crecimiento celular vegetal (Leghari *et al.*, 2016; Johan *et al.*, 2021). Sin embargo, no todos los suelos tienen el mismo potencial productivo, por lo que es esencial entender las condiciones edáficas en las diversas áreas forestales. Evaluar los suelos permite tomar decisiones más acertadas en el manejo del paisaje (Visser *et al.*, 2019). Ante el cambio climático, comprender el estado del suelo se vuelve una herramienta clave para conocer la productividad forestal y planificar acciones de restauración y manejo sostenible en bosques mixtos (González de Andrés, 2019).

La Sierra Tarahumara, ubicada en el noroeste de México, es una región de gran valor ecológico, cultural y económico. Su compleja topografía y altitud variable han moldeado una diversidad de ecosistemas, que van desde bosques templados hasta zonas áridas y subtropicales (García-García *et al.*, 2019). Esta riqueza biológica, sumada a una gran variedad de tipos de suelo, convierte a la región en un laboratorio natural ideal para estudiar cómo el ambiente edáfico influye en la productividad forestal (Pompa-García *et al.*, 2024). Los diferentes tipos de vegetación, como los bosques de pino, encino y mixtos mantienen una estrecha relación con las propiedades fisicoquímicas del suelo, lo cual influye directamente en la productividad forestal y aporta información valiosa para la planificación de un manejo sostenible (Binkley & Fisher, 2019). Además, este ecosistema es hogar de comunidades indígenas, como los Rarámuris, cuya subsistencia está estrechamente ligada al aprovechamiento de los recursos forestales, lo que subraya la importancia en la conservación y manejo sostenible (Martínez Ramírez, 2019). Económicamente, la región aporta recursos forestales maderables y no maderables que sostienen actividades locales y regionales (Rascón-Solano *et al.*, 2022). Por tanto, comprender la asociación entre suelo y productividad no solo es clave para el mantenimiento de los bosques, sino también para mejorar las condiciones de vida de quienes dependen de ellos.

Los ecosistemas forestales responden a las condiciones del suelo y al tipo de manejo. Por ejemplo, los bosques naturales conservan dinámicas ecológicas complejas que permiten mantener cierto equilibrio en la relación entre suelo y productividad (Ammer, 2019). Mientras que, en las plantaciones forestales estas dinámicas son modificadas por intervenciones que buscan acelerar el crecimiento o maximizar el rendimiento (McEwan *et al.*, 2020). Analizar cómo varía el crecimiento de los árboles medido por el Incremento de Área Basal (IAB), ofrece una oportunidad valiosa para entender con mayor profundidad la influencia del suelo en la productividad forestal (Rohner *et al.*, 2018). Si bien existen estudios que analizan el IAB o las propiedades del suelo por separado (Jevšenak & Skudnik, 2021), son escasas las investigaciones que los integran como parte de una misma estrategia analítica (Rohner *et al.*, 2018; Pennington *et al.*, 2020). Sus resultados pueden orientar decisiones sobre restauración, monitoreo de productividad y manejo sostenible, fortaleciendo la conexión entre conocimiento técnico y uso racional del territorio.

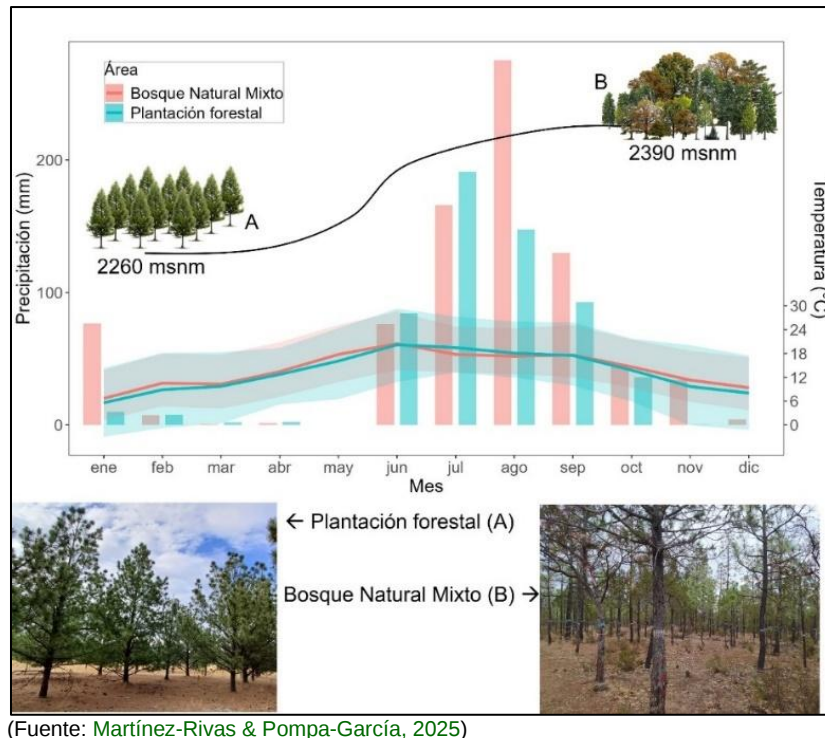
En regiones como la Sierra Tarahumara, donde los ecosistemas forestales presentan alta heterogeneidad en estructura y composición (Pompa-García *et al.*, 2024), aún son escasos los trabajos que relacionan indicadores de crecimiento de los árboles con las condiciones edáficas específicas del sitio. Este enfoque no solo aporta al entendimiento científico de los factores que regulan el crecimiento forestal, sino que también ofrece herramientas prácticas para el diseño de estrategias de manejo más eficientes orientadas a la sostenibilidad (Peters *et al.*, 2019). Al considerar ambos componentes (crecimiento arbóreo y calidad del suelo), los resultados de este estudio podrán ser aplicados en programas de manejo adaptativo y planificación forestal, contribuyendo al uso racional de los recursos en contextos de cambio climático y presión sobre el territorio (Gupta *et al.*, 2025). Por tanto, el objetivo de este estudio fue analizar las diferencias de productividad entre un bosque natural mixto y una plantación forestal, asociadas a las propiedades fisicoquímicas del suelo. Para ello, se plantearon las siguientes preguntas de investigación: ¿Cuáles son las diferencias en las propiedades del suelo bajo distintos tipos de manejo? y ¿Existe una asociación entre la productividad forestal inferida por el BAI y las propiedades del suelo? La hipótesis propuesta fue que la productividad forestal está asociada a las propiedades del suelo bajo sus condiciones de manejo específico.

## MATERIAL Y MÉTODO

El área de estudio se centra en el suroeste del estado de Chihuahua, dentro de la Sierra Tarahumara, con diferencias en la composición y estructura de la cubierta vegetal y un gradiente de altitud de 130 m. La primera área es un bosque natural mixto multietáneo (27°07'37"N 107°06'53"O) y la segunda corresponde a una plantación forestal de *Pinus arizonica* (27°08'36"N 107°06'42"O) establecida en el año 2005 (Figura 1).

En el bosque natural mixto coexisten diversas especies arbóreas pertenecientes a los géneros *Pinus*, *Quercus*, *Juniperus* y *Arbutus*. La especie dominante es *P. engelmannii*, seguida por *Q. grisea* y *J. deppeana*, mientras que *A. bicolor* es la menos abundante. En el estrato arbustivo predominan los individuos de *Ceanothus buxifolius* Willd. ex Schult. f. En el estrato herbáceo, se registra una alta diversidad de plantas, con especies como *Bouvardia ternifolia* (Cav.) Schltdl., *Houstonia rubra* Cav., *Eryngium heterophyllum* Engelm., *Dysphania graveolens* Mosyakin & Clemants, *Bouteloua gracilis* (Kunth) Lag. ex Griffiths, y *Cyperus esculentus* L., entre otras (González-Elizondo *et al.*, 2012). Esta área presenta una topografía suave y escasa presencia de rocas; además, los bosques están sometidos a prácticas de manejo forestal con fines comerciales para la extracción de madera (García-García *et al.*, 2019). El clima en esta región se clasifica como templado, con una temperatura media anual de 13,7 °C, con mínimas registradas de -15 °C. Las precipitaciones presentan variabilidad, oscilando entre 470 y 683 mm al año, con un promedio anual de 540.4 mm y un total de aproximadamente 75 días de lluvia al año (INEGI, 2015).

En la plantación forestal de *P. arizonica*, su topografía es mayormente plana (Gallardo-Salazar *et al.*, 2021). En términos climáticos, la región presenta un clima semifrío, subhúmedo, caracterizado por veranos largos y frescos con lluvias monzónicas, así como precipitaciones invernales. La precipitación media anual es de 779 mm y la temperatura promedio anual oscila entre 5 y 12°C (Alvarado-Barrera *et al.*, 2019). Según datos de la estación meteorológica ubicada en el área de estudio, la temperatura máxima de 24.9 °C se registra en junio y la mínima de 1,2 °C es en enero (Figura 1).



(Fuente: [Martínez-Rivas & Pompa-García, 2025](#))

**Figura 1.** Climograma de las estaciones climatológicas de la Plantación forestal (A) y Bosque Natural Mixto: (B).

### Análisis de Macro y Microelementos del Suelo

Para la determinación de macroelementos, microelementos y metales pesados del suelo, en cada área de muestreo se realizó una calicata de 1,8 m de profundidad (**Figura 2**), desde donde se extrajo 1 kg de suelo de cada horizonte visible. La caracterización fisicoquímica de las muestras de suelo fue realizada en el Laboratorio Nacional de Análisis de Agua, Suelo, Planta y Atmosfera del Instituto Nacional de Investigaciones Forestales, Agrícolas y Pecuarias CENID-RASPA en Gómez Palacio, Durango.

Derivado del análisis de suelo, se obtuvo las variables: Textura, % de arena, % de arcilla, % de limo, retención de agua a Capacidad de Campo (CC, %) y Punto de Marchitez Permanente (PMP, %), Densidad aparente ( $D_a$ , g/cm<sup>3</sup>), pH<sub>ex</sub>, concentración de Micro y Macroelementos (Materia orgánica, Nitrógeno, Fósforo disponible, Potasio extraíble, Calcio extraíble, Zinc, Manganeseo, Azufre y Boro). En **Anexo 1** se especifican los parámetros quimiométricos de los análisis efectuados.



(Fuente: Martínez-Rivas & Pompa-García, 2025)

**Figura 2.** Sección del suelo en la Plantación forestal (izquierda) y Bosque Natural Mixto (derecha).

### Análisis Dendrocronológico

Tanto en el bosque natural como en la plantación se seleccionó visualmente 22 árboles sanos, en el primer caso de la especie dominante *P. engelmannii* y en el segundo de *P. Arizona*. Los árboles fueron muestreados con un taladro de incremento de Pressler a 1,3 m de altura del fuste. Las muestras fueron procesadas mediante procedimientos dendrocronológicos estándares (Holmes, 1983; Stokes, 1996). Para fechar y medir el ancho total del anillo de crecimiento con una precisión de 0,01 mm se utilizó el sistema de medición Velmex (Velmex Inc., Bloomfield, NY, USA) y a partir de esos datos se generó el IAB. Este dato suele ser un indicador de cambios en el crecimiento radial y la productividad forestal y permite la comparación entre especies (Biondi y Qeadan 2008). Para el cálculo del IAB se usó la ecuación (1):

$$BAI_n = \pi r_n^2 - \pi r_{n-1}^2 \quad (1)$$

Donde:

$r_n$ = radio del tronco en el año n.

## RESULTADOS

Los resultados obtenidos muestran diferencias claras en la calidad del suelo entre los distintos tipos de cobertura analizados. Esto evidencia cómo el uso y manejo del suelo afectan sus propiedades fisicoquímicas. Estas propiedades, a su vez, influyen en la capacidad del suelo para mantener la productividad forestal. La variabilidad observada en elementos clave incluye el contenido de materia orgánica, la disponibilidad de nutrientes esenciales y las características físicas del suelo, como textura, densidad y capacidad de retención de agua.

### Bosque Natural Mixto

El suelo del bosque natural mixto presentó mayores concentraciones de nutrientes. La concentración de Nitrógeno total fue mayor en esta área. También mostró los valores más elevados de Magnesio extraíble y óxido de Calcio. En cuanto a micronutrientes, el suelo reveló las mayores concentraciones de Hierro, Manganeseo, Cobre, Zinc y Boro. Asimismo, este suelo exhibió un alto contenido de materia orgánica expresada en biomasa, mientras que la Conductividad eléctrica fue moderadamente alta. En cuanto a propiedades físicas, se identificó una textura con predominio de Arena y un bajo porcentaje de Arcilla, lo que indica buena permeabilidad y drenaje. Sin embargo, también se observaron ciertas limitaciones, por ejemplo, el contenido de Sodio extraíble fue bajo. En términos de retención hídrica, indicó bajos valores de

Capacidad de Campo y Punto de Marchitez Permanente. Asimismo, los niveles de Fósforo disponible, Potasio extraíble y Zinc fueron intermedios (**Cuadro 1**).

**Cuadro 1.** Resultados de las propiedades físicas y químicas de los análisis de suelo.

| Variable                              | Bosque natural | Plantación |
|---------------------------------------|----------------|------------|
| % Arcilla                             | 8.0            | 6.0        |
| % Arena                               | 52.0           | 82.0       |
| % Limo                                | 40.0           | 12.0       |
| Saturación (%)                        | 70.5           | 54.2       |
| Capacidad de Campo (%)                | 21.1           | 10.4       |
| Punto de Marchitez Permanente (%)     | 7.7            | 4.4        |
| Da (g/cm <sup>3</sup> )               | 1.4            | 1.5        |
| CE <sub>ex</sub> (dS/m)               | 0.7            | 0.5        |
| RAS <sub>ex</sub>                     | 0.3            | 0.2        |
| PSI <sub>ex</sub>                     | 0.5            | 0.3        |
| CIC (meq/100g)                        | 23.7           | 0.0        |
| pH <sub>ex</sub>                      | 7.6            | 7.1        |
| CE (dS/m)                             | 0.7            | 0.5        |
| Na                                    | 0.3            | 0.7        |
| Nitrógeno (Kg/ha)                     | 22.4           | 19.5       |
| P <sub>2</sub> O <sub>5</sub> (Kg/ha) | 97.0           | 70.4       |
| Nitrógeno (N-NO <sub>3</sub> )        | 16.3           | 12.9       |
| Fósforo disponible (P)                | 30.8           | 20.3       |
| Azufre (S)                            | 99.9           | 4.2        |
| Potasio Extraíble (K)                 | 311.7          | 348.5      |
| Magnesio Extraíble (mg)               | 674.6          | 5.7        |
| Calcio Extraíble (ca)                 | 2656.8         | 1549.2     |
| Fierro (Fe)                           | 173.9          | 28.8       |
| Manganeso (Mn)                        | 99.9           | 56.7       |
| Cobre (Cu)                            | 1.2            | 0.2        |
| Zinc (Zn)                             | 2.0            | 1.0        |
| Boro (B)                              | 1.2            | 1.5        |
| K                                     | 4.0            | 10.0       |
| K <sub>2</sub> O (Kg/ha)              | 516.5          | 635.3      |
| Ca                                    | 67.3           | 88.7       |
| CaO (kg/ha)                           | 5110.2         | 3279.1     |
| Mg                                    | 28.5           | 0.5        |
| MgO (kg/ha)                           | 1537.7         | 14.2       |
| Azufre (Kg/ha):                       | 2.8            | 6.4        |
| Cobre (Kg/ha)                         | 1.6            | 0.3        |
| Fierro (Kg/ha)                        | 239.1          | 43.6       |
| Zinc (Kg/ha)                          | 2.8            | 1.5        |
| Manganeso (Kg/ha)                     | 137.3          | 85.8       |
| Boro (Kg/ha):                         | 1.7            | 2.2        |
| Sodio Extraíble (NA, ppm)             | 14.5           | 14.7       |
| Materia Orgánica (Mo, %)              | 3.2            | 1.3        |
| Materia Orgánica (ton/ha)             | 44.6           | 19.9       |

## Plantación Forestal

En la plantación forestal el suelo presentó valores más alto en once variables fisicoquímicas con respecto al bosque natural mixto. El suelo presentó un pH neutro con 7,1, destacándose por su mayor contenido total de óxido de Potasio, así como por el Potasio intercambiable. También mostró el mayor contenido de



Calcio intercambiable. En cuanto a micronutrientes, registró la mayor concentración de Boro total, así como el mayor contenido de Boro disponible. Desde el punto de vista físico, este suelo exhibió el porcentaje más alto de Arena, y porcentajes bajos de Arcilla y de Limo, lo cual refuerza su condición arenosa. Además, registró una densidad aparente elevada. También alcanzó el valor más alto de Conductividad eléctrica del extracto saturado. En cuanto al contenido de Sodio extraíble fue de 14,7 ppm, en cambio obtuvo el mayor valor de Cobre total y contenido de Calcio medido como nutriente disponible. Igualmente, fueron bajos los valores de Capacidad de Campo y Punto de Marchitez Permanente. Respecto a nutrientes esenciales, la plantación forestal registró los niveles más bajos de Fósforo disponible, Azufre, Magnesio y Calcio extraíbles. También mostró las concentraciones más bajas de Hierro, Manganeseo, Cobre y Zinc. Finalmente, el contenido de materia orgánica fue bajo tanto en porcentaje como en biomasa equivalente (**Cuadro 1**).

### Productividad Inferida por IAB

Las series de crecimiento radial de *P. engelmannii* y *P. arizonica* corresponden a rodales jóvenes característicos de ecosistemas forestales mexicanos actuales (**Cuadro 1**). Se analizó un total de 44 tarugos de incremento radial (muestras cilíndricas de madera extraídas del fuste a 1,3 m de altura mediante un taladro Pressler). La edad estimada a 1,3 m de altura del fuste fue mayor en *P. engelmannii* (36 años) en comparación con *P. arizonica* (15 años). El ancho de los anillos mostró diferencias, siendo menor en *P. engelmannii* con  $2,043 \pm 0,319$  mm, frente a  $8,82 \pm 0,319$  mm en *P. arizonica*. Los intervalos de tiempo de las series de crecimiento abarcaron de 2010 a 2024 para *P. arizonica* y de 1988 a 2023 para *P. engelmannii*, con longitudes de 14 y 36 años respectivamente (**Cuadro 2**). Aunque para la comparación del IAB se seleccionaron los años en común de las dos series (2010-2023).

**Cuadro 2.** Estadísticas de las series de crecimiento radial de las especies.

| Variable                                       | Plantación          | Bosque natural        |
|------------------------------------------------|---------------------|-----------------------|
| Especie                                        | <i>P. arizonica</i> | <i>P. engelmannii</i> |
| Numero de árboles                              | 22                  | 22                    |
| Numero de núcleos                              | 44                  | 44                    |
| Ancho promedio de los anillos (mm; desviación) | $2,043 \pm 0,319$   | $8,82 \pm 0,319$      |
| Intervalos de tiempo                           | 2010 – 2024         | 1988 – 2023           |

Durante el periodo común analizado de 2010-2024 *P. arizonica* presentó valores significativamente más altos de IAB (media =  $38,7 \text{ cm}^2$ ; rango =  $5,9\text{--}54,7 \text{ cm}^2$ ) en comparación con *P. engelmannii* (media =  $3,4 \text{ cm}^2$ ; rango =  $0,5\text{--}8,6 \text{ cm}^2$ ) (**Figura 3**). Al analizar el comportamiento del crecimiento radial entre las dos especies mediante el BAI, *P. arizonica* mostró un patrón ascendente entre 2010 y 2019, con un incremento basal que pasó de  $5,38 \text{ mm}^2$  en 2010 a un máximo de  $42,65 \text{ mm}^2$  en 2019 (**Figura 3**). A partir de 2020, se observa una disminución del IAB de  $38,35 \text{ mm}^2$  y  $35,05 \text{ mm}^2$  en 2021. En contraste, *P. engelmannii* presenta un patrón de IAB más moderado, con valores que van desde  $1,93 \text{ mm}^2$  en 2011 hasta un máximo de  $8,57 \text{ mm}^2$  en 2015, seguido de una leve reducción y estabilización del crecimiento en torno a  $5 \text{ mm}^2$  entre 2018 y 2023 (**Figura 3**).

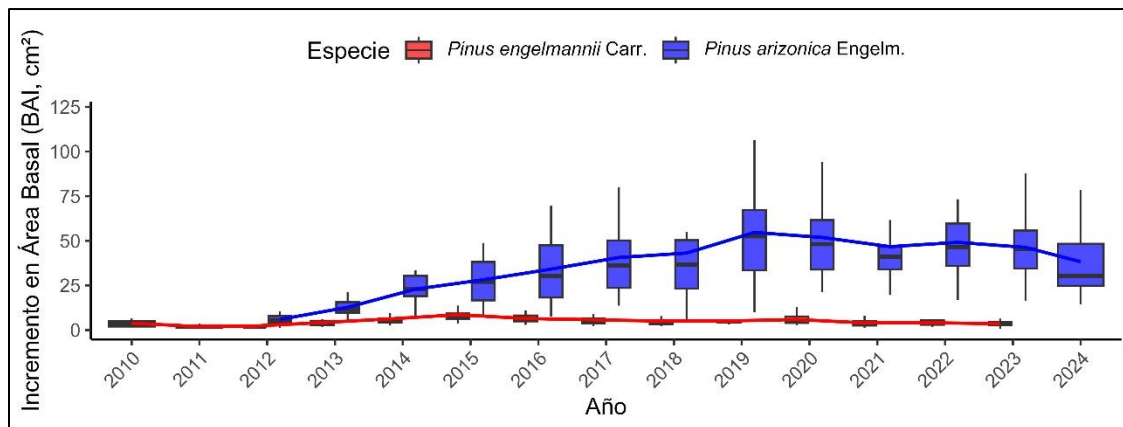


Figura 3. Incremento de área basal (IAB) de *P. engelmannii* y *P. arizonica* para del 2010-2024.

## DISCUSIÓN

La productividad forestal está influenciada por las condiciones edáficas, las cuales determinan la disponibilidad de agua y nutrientes, motores fundamentales para el crecimiento radial (Li *et al.*, 2025). En este estudio, se evaluaron comparativamente las propiedades fisicoquímicas del suelo bajo dos distintos tipos de cobertura Bosque Natural Mixto y Plantación forestal, así como el Índice de Área Basal Incrementada (IAB) como un indicador relacionado con la productividad de *P. engelmannii* y *P. arizonica*. Esta doble aproximación permitió identificar tanto el potencial del suelo para sostener el crecimiento forestal como los efectos visibles en el desempeño de las especies.

### Propiedades del Suelo del Bosque Natural Mixto

El suelo del bosque natural mixto presenta condiciones edáficas favorables para la productividad forestal, reflejadas en altas concentraciones de nutrientes esenciales. La mayor concentración de nitrógeno total en esta área es crucial para la síntesis de proteínas y el desarrollo vegetativo (Leghari *et al.*, 2016), elemento fundamental para un crecimiento saludable de las especies forestales. Además, los niveles elevados de magnesio extraíble y calcio oxidado indican un entorno propicio para la fotosíntesis y la formación de estructuras celulares (Maathuis, 2009), lo que refuerza el potencial del suelo para sostener especies forestales de alto rendimiento. También se destaca la presencia significativa de micronutrientes como hierro, manganeso, cobre, zinc y boro, esenciales en procesos como la formación de clorofila y la activación enzimática (Hänsch & Mendel, 2009), lo que fortalece la capacidad del suelo para soportar un crecimiento vegetal vigoroso.

El elevado contenido de materia orgánica del bosque natural mixto mejora la estructura del suelo, su capacidad de retención de agua y la actividad biológica, factores clave para la resiliencia del ecosistema (Thiffault *et al.*, 2011). En un contexto de cambio climático, estas características adquieren especial relevancia para asegurar la supervivencia de especies forestales durante períodos de sequía. La conductividad eléctrica moderadamente alta sugiere una disponibilidad adecuada de sales solubles que facilitan el transporte de nutrientes, sin alcanzar niveles que perjudiquen el crecimiento vegetal (Hazelton & Murphy, 2016). No obstante, se identifican algunas limitaciones. El contenido de sodio extraíble es bajo, y si bien minimiza el riesgo de salinización, podría indicar una reserva limitada de este elemento, que en proporciones adecuadas puede tener beneficios edáficos (Hajiboland, 2012). Asimismo, los valores relativamente bajos de capacidad de campo y punto de marchitez permanente indican una retención hídrica limitada, lo que podría afectar la disponibilidad de agua durante períodos críticos (Gavrilescu, 2021).

Los niveles intermedios de fósforo disponible, potasio extraíble y zinc no representan restricciones inmediatas, pero podrían requerir ajustes según las demandas del ecosistema (Hinsinger *et al.*, 2011). Esto subraya la necesidad de un manejo adaptativo que incluya prácticas de conservación de agua y

suplementación dirigida. En conjunto, el suelo del bosque natural mixto combina buena estructura física, alta materia orgánica y abundancia de nutrientes clave, posicionándolo como un entorno propicio para la biodiversidad y productividad forestal. Para maximizar su potencial, se recomienda implementar estrategias de manejo sostenible, la incorporación de materia orgánica, que favorezcan la fertilidad y resiliencia del sistema forestal (Telo da Gama, 2023).

### Propiedades del Suelo de la Plantación Forestal

La elevada concentración de potasio total y calcio intercambiable en el suelo de la plantación es favorable para el crecimiento forestal, ya que el potasio interviene en la regulación estomática, la síntesis de proteínas y la tolerancia al estrés hídrico, mientras que el calcio contribuye a la estabilidad de las paredes celulares y a la señalización intracelular durante el desarrollo vegetal (Fromm, 2010). La alta presencia de boro es también relevante, dado su rol en la formación de tejidos meristemáticos y en el transporte de azúcares (Shorrocks, 1997). El alto porcentaje de arena y la elevada densidad aparente sugieren una estructura suelta pero compactada, lo cual puede restringir el desarrollo radicular y la retención hídrica (Hazelton & Murphy, 2016). Esta condición, unida a la baja capacidad de carga y al escaso punto de marchitez permanente, indica una reducida capacidad del suelo para almacenar y suministrar agua útil para las plantas, lo que podría afectar negativamente la sobrevivencia de plántulas forestales en etapas iniciales (Gavrilescu, 2021).

Desde el punto de vista químico, el suelo de la plantación forestal presentó valores bajos de los elementos fósforo disponible, hierro, zinc, cobre y manganeso, todos fundamentales para procesos fisiológicos como la fotosíntesis, la respiración celular y la actividad enzimática (Hänsch & Mendel, 2009). Además, el contenido de magnesio fue el menor registrado, lo cual es crítico, ya que este elemento es el núcleo de la molécula de clorofila y participa activamente en la transferencia de energía durante la fotosíntesis (Marschner, 2012). La materia orgánica fue baja, lo que implica una capacidad limitada para mejorar la estructura del suelo, la retención de humedad y la actividad microbiana beneficiosa (Huber et al., 2006). Esta condición, junto con una nula capacidad de intercambio catiónico, evidencia una fertilidad química baja, lo que limita la capacidad del suelo para retener y suministrar nutrientes esenciales para el sustento de biodiversidad forestal.

Aunque el suelo de la plantación forestal presenta ventajas nutricionales (como el alto contenido de potasio y calcio), sus deficiencias estructurales y químicas, especialmente en materia orgánica, retención de agua y micronutrientes, lo posicionan como un sustrato con poca disposición para la diversidad forestal, sin intervenciones adecuadas podría tener problemas para la productividad forestal. Para su aprovechamiento en sistemas forestales sostenibles, sería necesario aplicar estrategias de manejo como la incorporación de cubiertas orgánicas, fertilización y selección de especies tolerantes a condiciones de baja fertilidad y alta permeabilidad.

### IAB como Indicador de Productividad

La diferencia en la productividad radial observada entre *P. arizonica* y *P. engelmannii* se encuentra relacionada con las condiciones edáficas de cada sitio. *P. arizonica*, establecida en un suelo caracterizado por alta concentración de potasio total, calcio intercambiable y boro, mostró un incremento acelerado a partir de 2012, alcanzando un máximo de 54,7 cm<sup>2</sup> en 2019. Estos nutrientes, particularmente el potasio, están involucrados en la regulación estomática y la tolerancia al estrés hídrico (Fromm, 2010). Mientras que el boro contribuye al desarrollo de tejidos meristemáticos (Shorrocks, 1997), lo que puede explicar su fase de crecimiento activo durante ese periodo.

La estructura edáfica de la plantación forestal (caracterizada por alta densidad aparente, bajo contenido de materia orgánica y una capacidad de intercambio catiónico nula) sugiere limitaciones en la retención hídrica y la fertilidad, especialmente en micronutrientes esenciales como hierro, zinc, manganeso y cobre, por debajo de niveles óptimos (Hänsch & Mendel, 2009). Esta condición podría restringir el crecimiento sostenido a mediano y largo plazo, sugiriendo que el rápido aumento del IAB observado en *P. arizonica* podría estar asociado más a su juventud, vigor y plasticidad funcional que a una calidad edáfica elevada. Por el contrario, *P. engelmannii*, localizada en el bosque natural mixto con una alta densidad arbórea,



mostró un crecimiento más estable, con un IAB nunca superior a 9 cm<sup>2</sup>. No obstante, esta respuesta debe interpretarse a la luz de las condiciones del suelo, notablemente más favorables en términos de fertilidad química y estructura. La mayor concentración de nitrógeno total, calcio oxidado, magnesio extraíble y micronutrientes como hierro, cobre y boro sugiere que el suelo es capaz de sostener el crecimiento radial de diferentes especies arbóreas. Sin embargo, la mayor competencia por los nutrientes disponibles debido a la alta densidad de especies arbóreas (Pompa-García *et al.*, 2024), podría estar jugando un papel crucial en el crecimiento radial de las especies (Maathuis, 2009; Cross & Perakis, 2011). Además, el alto contenido de materia orgánica y una conductividad eléctrica moderada indican buena disponibilidad de nutrientes y condiciones aptas para la actividad biológica y la retención de agua (Thiffault *et al.*, 2011; Hazelton & Murphy, 2016).

El análisis del IAB mostró diferencias en la dinámica de crecimiento entre *P. arizonica* y *P. engelmannii*, revelando la interacción entre sus características fisiológicas, ontogenéticas y las condiciones edáficas entre ambas especies. *P. arizonica*, representada por árboles jóvenes de rápido crecimiento en un suelo pobre, pero con nutrientes esenciales, mostró una curva de IAB ascendente y un patrón de crecimiento acelerado durante la última década. En contraste, *P. engelmannii* con individuos de mayor edad y alta densidad en un suelo fértil y bien estructurado, presentó un crecimiento más estable. Su reducida tasa de crecimiento puede atribuirse a la competencia por nutrientes. Estas diferencias también podrían reflejar distintas estrategias de asignación de carbono entre especies: mientras *P. arizonica* prioriza el crecimiento radial durante su fase juvenil, *P. engelmannii* podría estar canalizando recursos hacia mantenimiento estructural, defensa química o almacenamiento, en coherencia con su mayor edad y tolerancia ecológica (Reich, 2014). En conjunto, estos resultados refuerzan la importancia de considerar la edad, la historia del rodal y las características funcionales específicas de cada tipo de suelo al evaluar su potencial productivo y su respuesta al cambio climático.

El análisis de los suelos revela que el bosque natural mixto presentó las condiciones más favorables para la diversidad y productividad forestal, con altas concentraciones de nitrógeno, magnesio, calcio, hierro, manganeso, zinc, cobre y boro, así como por su notable acumulación de materia orgánica (44,6 t/ha). Esta combinación indica una fertilidad natural elevada y una excelente capacidad de retención de nutrientes. Mientras que la plantación forestal presenta las condiciones más desfavorables, lo que limita su capacidad para sostener vegetación forestal sin intervenciones correctivas, como aumentar la materia orgánica y aplicar fertilizantes estratégicamente.

La evaluación del IAB constituye una herramienta clave para caracterizar la dinámica del crecimiento radial de las especies forestales. No obstante, es importante considerar que este análisis se basa en datos de crecimiento retrospectivo sin control experimental sobre los factores edáficos o climáticos específicos, por lo que futuras investigaciones deberían integrar experimentos de campo que analicen directamente la interacción entre variables del suelo y crecimiento radial, así como evaluar la influencia de eventos extremos como sequías o incendios, para afinar las estrategias de manejo forestal en ecosistemas de montaña del norte de México.

A pesar de que los resultados permiten identificar claramente las diferencias entre los tipos de suelo evaluados y su potencial para la productividad forestal, existen limitaciones en el estudio. El análisis se realizó en una única campaña de muestreo, lo que impide captar la variabilidad estacional y los cambios temporales que pueden influir en las propiedades fisicoquímicas del suelo. Además, se omitieron análisis biológicos y microbiológicos, que son cruciales para entender procesos como la descomposición de materia orgánica, la fijación biológica de nitrógeno y la dinámica microbiana, todos esenciales para la fertilidad del suelo. Tampoco se consideró indicadores de erosión y escorrentía, que podrían afectar la sostenibilidad del sitio a largo plazo. Por último, resta probar la potencialidad genética del arbolado como probable factor diferenciador de las métricas de IAB entre ambos sitios. Para investigaciones futuras, se sugiere realizar un monitoreo continuo a lo largo del tiempo, incluir indicadores biológicos y microbiológicos, así como considerar variables fisiográficas, lo que permitiría obtener una comprensión más completa del funcionamiento del suelo y su relación con la productividad forestal.

## CONCLUSIÓN

Este estudio confirmó que las propiedades fisicoquímicas del suelo, moduladas por el tipo de manejo y la densidad, influyen significativamente en la productividad forestal; ello se evidenció a través del crecimiento biológico medido con el incremento en área basal (IAB) de las dos especies dominantes estudiadas. Respecto a las propiedades fisicoquímicas, el suelo del bosque natural mixto, con alta fertilidad, contenido equilibrado de nutrientes y moderada retención hídrica, muestran condiciones favorables para soportar vegetación diversa. En contraste, el suelo de la Plantación forestal mostro limitaciones texturales y bajos contenidos de materia orgánica, lo que aparentemente restringe su capacidad de sostener diversidad vegetal. Respecto a la relación entre el BAI y las condiciones edáficas fue particularmente evidente que *P. arizonica* mostró mayor productividad, mientras que *P. engelmannii* mantuvo un crecimiento más limitado, posiblemente restringido por factores hídricos y de competencia que aún restan por evaluarse.

Estos hallazgos demuestran que la variabilidad espacial en las propiedades del suelo puede explicar diferencias sustanciales en el desempeño de especies forestales, especialmente en contextos semiáridos vulnerables al cambio climático. Este enfoque integrado de análisis de suelos y procedimientos dendroecológicos permite identificar cualidades edáficas críticas para el manejo forestal sustentable, con implicaciones directas para estrategias de restauración ecológica. La incorporación de indicadores edáficos en el diseño de políticas forestales es esencial para mejorar la comprensión y resiliencia de los ecosistemas forestales, particularmente frente a escenarios de creciente aridez y presiones antropogénicas.

## REFERENCIAS

- Alvarado-Barrera, R., Pompa-García, M., Zúñiga-Vásquez, J.M. & Jiménez-Casas, M. (2019). Spatial analysis of phenotypic variables in a clonal orchard of *Pinus arizonica* Engelm. in northern Mexico. *Revista Chapingo Serie Ciencias Forestales y del Ambiente*, 25(2): 185-199. <https://doi.org/10.5154/r.rchscfa.2018.11.086>
- Ammer, C. (2019). Diversity and forest productivity in a changing climate. *New phytologist*, 221(1): 50-66. <https://doi.org/10.1111/nph.15263>
- Binkley, D. & Fisher, R.F. (2019). *Ecology and management of forest soils*. John Wiley & Sons. <https://doi.org/10.1002/9781119455745.fmatter>
- Biondi, F. & Qeadan, F. (2008). A theory-driven approach to tree-ring standardization: defining the biological trend from expected basal area increment. *Tree-Ring Research*, 64(2): 81-96. <https://doi.org/10.3959/2008-6.1>
- Brum, M., Vadeboncoeur, M.A., Ivanov, V., Asbjornsen, H., Saleska, S., Alves, L.F., ... & Oliveira, R.S. (2019). Hydrological niche segregation defines forest structure and drought tolerance strategies in a seasonal Amazon Forest. *Journal of Ecology*, 107(1): 318-333. <https://doi.org/10.1111/1365-2745.13022>
- Cross, A. & Perakis, S.S. (2011). Tree species and soil nutrient profiles in old-growth forests of the Oregon Coast Range. *Canadian Journal of Forest Research*, 41(1): 195-210. <https://doi.org/10.1139/X10-199>
- Delgado, A. & Gomez, J.A. (2017). The soil. Physical, chemical and biological properties. In *Principles of agronomy for sustainable agriculture* (pp. 15-26). Cham: Springer International Publishing. [https://doi.org/10.1007/978-3-319-46116-8\\_2](https://doi.org/10.1007/978-3-319-46116-8_2)
- Fromm, J. (2010). Wood formation of trees in relation to potassium and calcium nutrition. *Tree Physiology*, 30(9): 1140-1147. <https://doi.org/10.1093/treephys/tpq024>
- Gallardo-Salazar, J.L., Carrillo-Aguilar, D., Pompa-García, M. & Aguirre-Salado, C.A., (2021). Multispectral indices and individual-tree level attributes explain forest productivity in a pine clonal orchard of Northern Mexico. *Geocarto International*, 37(15): 4441-4453. <https://doi.org/10.1080/10106049.2021.1886341>
- García-García, S.A., Narváez Flores, R., Olivas García, J.M. & Hernández Salas, J. (2019). Diversidad y estructura vertical del bosque de pino-encino en Guadalupe y Calvo, Chihuahua. *Revista Mexicana de Ciencias Forestales*, 10(53): 41-63. <https://doi.org/10.29298/rmcf.v10i53.173>



- Gavrilescu, M. (2021).** Water, soil, and plants interactions in a threatened environment. *Water*, 13(19): 2746. <https://doi.org/10.3390/w13192746>
- González de Andrés, E. (2019).** Interactions between climate and nutrient cycles on forest response to global change: The role of mixed forests. *Forests*, 10(8): 609. <https://doi.org/10.3390/f10080609>
- González-Elizondo, M.S., González-Elizondo, M., Tena-Flores, J.A., Ruacho-González, L. & López-Enríquez, I.L. (2012).** Vegetación de la sierra madre occidental, México: Una síntesis. *Acta botánica mexicana*, N°100. Pp: 351-403. <https://www.scielo.org.mx/pdf/abm/n100/n100a12.pdf>
- Gupta, S.K., Panwar, P., Banyal, R. & Ramanan S.S. (2025).** Forest Soils. In: Mandal, A.K., Nicodemus, A. (eds) *Textbook of Forest Science*. Springer, Singapore. [https://doi.org/10.1007/978-981-97-8289-5\\_9](https://doi.org/10.1007/978-981-97-8289-5_9)
- Hajiboland, R. (2012).** Effect of micronutrient deficiencies on plants stress responses. In: Ahmad, P. & Prasad, M. (Eds.) *Abiotic stress responses in plants: metabolism, productivity and sustainability*, Springer, New York, NY. 283-329. [https://doi.org/10.1007/978-1-4614-0634-1\\_16](https://doi.org/10.1007/978-1-4614-0634-1_16)
- Hänsch, R. & Mendel, R.R. (2009).** Physiological functions of mineral micronutrients (Cu, Zn, Mn, Fe, Ni, Mo, B, Cl). *Current opinion in plant biology*, 12(3), 259-266. <https://doi.org/10.1016/j.pbi.2009.05.006>
- Hazelton, P. & Murphy, B. (2016).** Interpreting soil test results: What do all the numbers mean? CSIRO publishing.
- Hinsinger, P., Brauman, A., Devau, N., Gérard, F., Jourdan, C., Laclau, J.P., ... & Plassard, C. (2011).** Acquisition of phosphorus and other poorly mobile nutrients by roots. Where do plant nutrition models fail? *Plant and Soil*, N° 348. Pp: 29-61. <https://doi.org/10.1007/s11104-011-0903-y>
- Holmes, R.L. (1983).** Computer-assisted quality control in tree-ring dating and measurement.
- Huber, G.W., Iborra, S. & Corma, A. (2006).** Synthesis of transportation fuels from biomass: chemistry, catalysts, and engineering. *Chemical reviews*, 106(9): 4044-4098. <https://doi.org/10.1021/cr068360d>
- INEGI. (2015).** Anuario estadístico y geográfico de Chihuahua. [http://internet.contenidos.inegi.org.mx/contenidos/productos/prod\\_serv/contenidos/espanol/bvinegi/productos/nueva\\_estruc/anuarios\\_2015/702825076191.pdf](http://internet.contenidos.inegi.org.mx/contenidos/productos/prod_serv/contenidos/espanol/bvinegi/productos/nueva_estruc/anuarios_2015/702825076191.pdf)
- Jevšenak, J. & Skudnik, M. (2021).** A random forest model for basal area increment predictions from national forest inventory data. *Forest Ecology and Management*, N° 479, 118601. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2020.118601>
- Johan, P. D., Ahmed, O. H., Omar, L. & Hasbullah, N.A. (2021).** Phosphorus transformation in soils following co-application of charcoal and wood ash. *Agronomy*, 11(10), 2010.
- Leghari, S. J., Wahocho, N. A., Laghari, G. M., HafeezLaghari, A., MustafaBhabhan, G., HussainTalpur, K., ... & Lashari, A.A. (2016).** Role of nitrogen for plant growth and development: A review. *Advances in Environmental Biology*, 10(9): 209-219. [https://www.researchgate.net/publication/309704090\\_Role\\_of\\_Nitrogen\\_for\\_Plant\\_Growth\\_and\\_Development\\_A\\_review](https://www.researchgate.net/publication/309704090_Role_of_Nitrogen_for_Plant_Growth_and_Development_A_review)
- Li, Z., Chai, Y., Gao, C., Li, J. & Cui, K. (2025).** The heterogeneity of *Pinus yunnanensis* plantation growth was driven by soil microbial characteristics in different slope aspects. *BMC Plant Biology*, 25(1): 114. <https://doi.org/10.1186/s12870-025-06152-2>
- Maathuis, F. J. (2009).** Physiological functions of mineral macronutrients. *Current opinion in plant biology*, 12(3): 250-258. <https://doi.org/10.1016/j.pbi.2009.04.003>
- Martínez Ramírez, M. I. (2019).** El otro del otro. Entre dos narrativas sobre la explotación forestal de la Sierra Tarahumara, Chihuahua, México. *Revista de El Colegio de San Luis*, 9(19): 125-150. [https://www.scielo.org.mx/scielo.php?pid=S1665-899X2019000200125&script=sci\\_arttext](https://www.scielo.org.mx/scielo.php?pid=S1665-899X2019000200125&script=sci_arttext)
- Marschner, H. (2012).** Marschner's mineral nutrition of higher plants. Academic press.

- McEwan, A., Marchi, E., Spinelli, R. & Brink, M. (2020). Past, present and future of industrial plantation forestry and implication on future timber harvesting technology. *Journal of Forestry Research*, 31, 339-351. <https://doi.org/10.1007/s11676-019-01019-3>
- Nunes, L. J., Meireles, C. I., Pinto Gomes, C. J. & Almeida Ribeiro, N. M. (2020). Forest contribution to climate change mitigation: Management oriented to carbon capture and storage. *Climate*, 8(2): 21. <https://doi.org/10.3390/cli8020021>
- Pennington, S.C., McDowell, N.G., Megonigal, J.P., Stegen, J.C. & Bond-Lamberty, B. (2020). Localized basal area affects soil respiration temperature sensitivity in a coastal deciduous forest. *Biogeosciences*, 17(3): 771-780. <https://doi.org/10.5194/bg-17-771-2020>
- Peters, M.K., Hemp, A., Appelhans, T. et al. (2019). Climate–land-use interactions shape tropical mountain biodiversity and ecosystem functions. *Nature* N° 568. Pp: 88–92. <https://doi.org/10.1038/s41586-019-1048-z>
- Pompa-García, M., Romero-Rocha, S., Martínez-Rivas, J.A., Vivar-Vivar, E.D., Rodríguez-Flores, F.D.J. & Yerena-Yamallel, J.I. (2024). Kawí Tamiruyé: A permanent research forest plot in the Sierra Tarahumara. *Revista Mexicana de Ciencias Forestales*, 15(86): 123-143. <https://doi.org/10.29298/rmcf.v15i86.1496>
- Rascón-Solano, J., Aguirre-Calderón, Ó.A., Alanís-Rodríguez, E., Jiménez-Pérez, J., Treviño-Garza, E.J. & Nájera-Luna, J.A. (2022). Productividad del abastecimiento e industrialización maderable en el ejido Aboreachi, Guachochi, Chihuahua. *Revista Mexicana de Ciencias Forestales*, 13(71): 133-158. <https://doi.org/10.29298/rmcf.v13i71.1142>
- Reich, P. B. (2014). The world-wide ‘fast–slow’ plant economics spectrum: a traits manifesto. *Journal of ecology*, 102(2): 275-301. <https://doi.org/10.1111/1365-2745.12211>
- Rohner, B., Waldner, P., Lischke, H., Ferretti, M., & Thürig, E. (2018). Predicting individual-tree growth of central European tree species as a function of site, stand, management, nutrient, and climate effects. *European Journal of Forest Research*, N°137. Pp: 29-44. <https://doi.org/10.1007/s10342-017-1087-7>
- Shorrocks, V.M. (1997). The occurrence and correction of boron deficiency. *Plant and soil*, 193(1): 121-148. <https://doi.org/10.1023/A:1004216126069>
- Stokes, M.A. (1996). An introduction to tree-ring dating. University of Arizona Press.
- Telo da Gama, J. (2023). The role of soils in sustainability, climate change, and ecosystem services: Challenges and opportunities. *Ecologies*, 4(3): 552-567. <https://doi.org/10.3390/ecologies4030036>
- Thiffault, E., Hannam, K.D., Paré, D., Titus, B.D., Hazlett, P.W., Maynard, D.G. & Brais, S. (2011). Effects of forest biomass harvesting on soil productivity in boreal and temperate forests—A review. *Environmental Reviews*, 19(NA): 278-309. <https://doi.org/10.1139/a11-009>
- Visser, S., Keesstra, S., Maas, G., De Cleen, M. & Molenaar, C. (2019). Soil as a basis to create enabling conditions for transitions towards sustainable land management as a key to achieve the SDGs by 2030. *Sustainability*, 11(23): 6792. <https://doi.org/10.3390/su11236792>

## Anexo 1

Cuadro A1.1 Parámetros quimiométricos de las metodologías empleadas.

| Elemento  | Un. | Corr. | Ecuación de Curva         | LOD  | LOC  | Rango lineal | Precisión n | % de Error | % Recobro | Técnica |
|-----------|-----|-------|---------------------------|------|------|--------------|-------------|------------|-----------|---------|
| Cobre     | ppm | 0,999 | $Y = 0,0077 + 0,0495 * x$ | 0,11 | 0,32 | 0,32 - 8     | 98,3        | 1,70       | <96,0     | AAS     |
| Fierro    | ppm | 0,998 | $Y = 0,0108 + 0,0244 * x$ | 0,38 | 1,14 | 1,14 - 16    | 96,9        | 3,10       | <96,0     | AAS     |
| Zinc      | ppm | 0,997 | $Y = 0,0224 + 0,1629 * x$ | 0,10 | 0,29 | 0,29 - 3,2   | 96,1        | 3,90       | <96,0     | AAS     |
| Manganeso | ppm | 0,998 | $Y = 0,0174 + 0,0577 * x$ | 0,21 | 0,63 | 0,63 - 9,6   | 97,1        | 2,90       | <96,0     | AAS     |
| Calcio    | ppm | 1,000 | $Y = 0,0015 + 0,0292 * x$ | 0,04 | 0,12 | 0,12 - 16    | 99,7        | 0,30       | <98,0     | AAS     |
| Magnesio  | ppm | 0,998 | $Y = 0,0382 + 0,4827 * x$ | 0,05 | 0,16 | 0,16 - 2,4   | 97,1        | 2,90       | <96,0     | AAS     |
| Potasio   | ppm | 1,000 | $Y = -46,5 + 1847,1 * x$  | 0,00 | 0,01 | 0,01 - 4     | 99,9        | 0,10       | <98,0     | AAS     |
| Níquel    | ppm | 0,999 | $Y = 0,4167 + 34,650 * x$ | 0,02 | 0,05 | 0,05 - 1,6   | 98,6        | 1,40       | <96,0     | AAS     |
| Arsénico  | ppb | 0,999 | $Y = 0,0248 + 0,0026 * x$ | 5,43 | 16,3 | 16,3 - 320   | 98          | 2,00       | <96,0     | HG      |
| Plomo     | ppb | 0,998 | $Y = 0,0168 + 0,0058 * x$ | 1,44 | 4,31 | 4,31 - 64    | 97,1        | 2,90       | <97,0     | HG      |
| Cadmio    | ppb | 0,995 | $Y = 0,0205 + 0,0693 * x$ | 0,33 | 0,99 | 0,99 - 8     | 94,6        | 5,40       | <95,0     | HG      |
| Fosforo   | ppm | 0,999 | $Y = 0,0065 + 0,0057 * x$ | 0,59 | 1,78 | 1,78 - 80    | 98,9        | 1,10       | <96,0     | C       |
| Nitrógeno | ppm | 0,999 | $Y = 0,021 + 0,0355 * x$  | 0,51 | 1,54 | 1,54 - 24    | 96,8        | 3,20       | <94,0     | C       |

Donde: Un= unidades, \*Corr= correlación, LOD= Limite optimo detectable, LOC= Limite optimo cuantificable. AAS= Espectrometría de Absorción Atómica, HG= técnica de horno de grafito, C= Colorimetría.



## ARTÍCULO

**Caracterización de ADN de *Leucocoryne* sp de zonas áridas: variaciones por tejidos y especies.**

Jorge González Campos<sup>1</sup> ; José Andrés Hernández Cartes<sup>2</sup>, Ma Yaojia<sup>4</sup>, Andrés Quintana Garrido<sup>3</sup>, Rodrigo Córdova Molina<sup>3</sup>, Ronald Vidal Toro<sup>3</sup>, Tamara Vera Castro<sup>1</sup>

<sup>1</sup> Instituto Forestal, sede Biobío. Concepción, Chile. [jgonzalez@infor.cl](mailto:jgonzalez@infor.cl)

<sup>2</sup> Instituto Forestal, sede Diaguitas. La Serena, Chile. [jhernandez@infor.cl](mailto:jhernandez@infor.cl)

<sup>3</sup> Subgerencia de Medio Ambiente y Comunidades, Chilquinta Transmisión S.A. [aquintag@chilquintatx.cl](mailto:aquintag@chilquintatx.cl)

<sup>4</sup> Gerencia General, Chilquinta Transmisión S.A. [mayaojia@chilquinta.cl](mailto:mayaojia@chilquinta.cl)

DOI: <https://doi.org/10.52904/0718-4646.2025.646>

Recibido: 31.07.2025; Aceptado: 21.10.2025.

**RESUMEN**

El estudio explora la extracción de ADN de alto peso molecular desde tejidos de cinco especies de *Leucocoryne*, un género endémico de Chile. Utilizando el método basado en fluorescencia, se evaluó la cantidad y calidad del ADN extraído de flores, hojas, raíces, tallos y bulbos. Los resultados destacan que las flores y los bulbos presentan las mayores concentraciones, aunque con variabilidad significativa entre especies y tejidos. La calidad del ADN fue más consistente en hojas y bulbos, mientras que los tallos presentaron las peores condiciones para aplicaciones de secuenciación de lecturas largas. Este trabajo ofrece una base valiosa para futuros estudios genómicos en *Leucocoryne* y en otras plantas de características similares.

**Palabras clave:** *Leucocoryne*, Extracción de ADN, Especies endémicas, Desierto Florido, Secuenciación.

**SUMMARY**

This study investigates the extraction of high molecular weight DNA from various tissues of five species of the *Leucocoryne* genus, a group of endemic Chilean plants. Using fluorescence method, the quantity and quality of DNA extracted from flowers, leaves, roots, stems, and bulbs were evaluated. Results reveal that flowers and bulbs exhibit the highest DNA concentrations, albeit with significant variability among species and tissues. DNA quality was more consistent in leaves and bulbs, whereas stems showed the poorest conditions for long-read sequencing applications. This work provides a valuable foundation for future genomic studies on *Leucocoryne* and other plants with similar characteristics.

**Key words:** *Leucocoryne*, DNA Extraction, Endemic Species, Blooming Desert, Sequencing

**INTRODUCCIÓN**

La información molecular ha revolucionado la toma de decisiones en los campos de la biotecnología, biología celular, genética, microbiología y biología molecular (Milavec *et al.*, 2021). Específicamente en la biología vegetal, los avances en secuenciación de lecturas largas de ácidos nucleicos tales como PACBIO ([www.pacb.com](http://www.pacb.com)) puede generar lecturas de hasta 25 Kbp y Oxford Nanopore Technologies ([www.nanoporetech.com](http://www.nanoporetech.com)), con sorprendentes 4,2 Mbp (Russo *et al.*, 2022). Esto junto con el desarrollo de robustos algoritmos bioinformáticos han logrado una considerable disminución de los costos, dando lugar a un aumento progresivo en la secuenciación y ensamblaje de genomas completos de especies modelos y no modelos en todo el mundo (Espinosa *et al.*, 2024).



En las áreas de conservación de recursos vegetales, la información molecular permite en la actualidad monitorear la estructura y diversidad genética de las poblaciones. Las variantes estructurales (SVs, por sus siglas en *inglés*), representan un nuevo tipo de variación genética que explora los cambios en la estructura del ADN, y como estos pueden influir directamente en la función del genoma, y en la diversidad fenotípica (Saxena *et al.*, 2014). Varios autores sostienen que las SVs poseen mayores polimorfismos incluso que variaciones nucleotídicas como los SNPs. Accediendo a la comprensión de preguntas evolutivas complejas (Saxena *et al.*, 2014; Yuan *et al.*, 2021; Jin *et al.*, 2023)

Sin embargo, un paso crucial previo a cualquier proyecto de secuenciación, independientemente de la plataforma utilizada, es la obtención de ADN de alto peso molecular (Milavec *et al.*, 2021). Específicamente, la secuenciación de lecturas largas que deben cumplir con dos criterios importantes: (i) pureza y cantidad de ADN; y (ii) integridad del ADN (Russo *et al.*, 2022).

En plantas, este proceso puede convertirse en un desafío, debido a la pared celular. Su composición basada predominantemente en polisacáridos, como la celulosa, hemicelulosa y pectinas, hacen que la pared celular sea rígida y difícil de romper (Cosgrove 2024). Acceder a los organelos (núcleo, cloroplastos y ribosomas), donde se encuentran los ácidos nucleicos, requiere una destrucción mecánica, la cual muchas veces se traduce en una degradación del ADN (Russo *et al.*, 2022).

Un grupo de plantas desafiantes, son aquellas presentes en las zonas áridas y semi áridas, como las cactáceas y geófitas, dado las altas concentraciones de polisacáridos y metabolitos secundarios propias de estas especies, los protocolos tradicionales han fallado en la extracción debido a los mucílagos presentes en los tejidos lo que aumenta la viscosidad impidiendo los pasos de purificación (Mondragon-Jacobo *et al.*, 2000).

En Chile, un género de plantas endémicas presentes en el fenómeno del desierto florido es *Leucocoryne*, las 14 especies pertenecientes se distribuyen desde el desierto de Atacama hasta el sur húmedo de Chile (Rodríguez *et al.*, 2018). Presentan una alta variabilidad fenotípica atribuido a su autoincompatibilidad (Mansur *et al.*, 2004) y su capacidad para producir híbridos (Salas y Mansur, 2004).

La variabilidad genética interespecífica ha sido evaluada mediante métodos citológicos (Jara – Arancio., 2012, Sassone *et al.*, 2018). Estudio para dilucidar incertidumbres taxonómicas y reconstruir arboles filogenéticos también han sido conducidos amplificando las regiones ITS y *trnG*, *rbcl* y *matK* (Jara – Arancio *et al.*, 2014; Souza *et al.*, 2016; Contreras *et al.*, 2020). Estudios genómicos y transcriptómicos de estas especies son escasos, a la fecha de este artículo no se reportan genomas en el Centro Nacional para la Información Biotecnológica (NCBI).

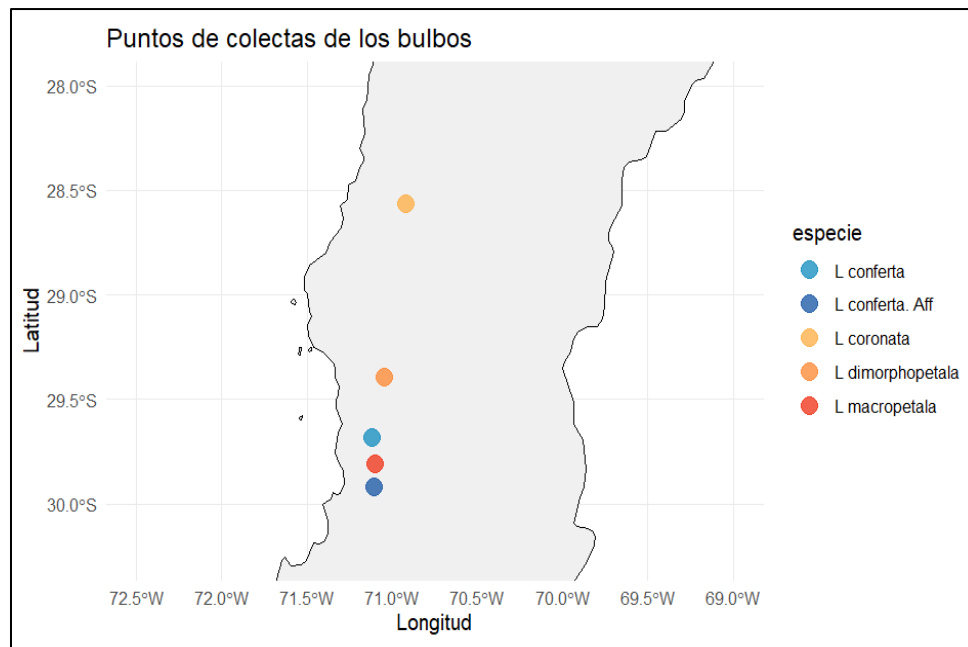
En este artículo, se analiza y compara las concentraciones y calidades de ADN extraído a partir de tejidos de diferentes órganos (flor, bulbo, hojas, raíces y tallo) en especies del género *Leucocoryne*, evaluándose su factibilidad para posteriores estudios de secuenciación. Este es un aporte primario para la aplicación de propuestas de genómica para el género *Leucocoryne*.

## MATERIAL Y MÉTODO

### Muestreo del Material

El material vegetal (bulbos) se recolectó en la región de Coquimbo y Atacama (**Figura 1**) y se trasladó al laboratorio de la sede Diaguitas del Instituto Forestal en La Serena para su conservación y almacenamiento. Transcurrido 6 meses desde su colecta, los bulbos fueron establecidos en maceteros con tierra de hojas para su emergencia e identificación taxonómica de las especies.





**Figura 1.** Puntos de colecta de bulbos de especies de *Leucocoryne* en las regiones de Coquimbo y Atacama.

### Manejo y Almacenamiento del Material Vegetal

El material se lavó mediante enjuagues sucesivos a grifo abierto utilizando detergentes comerciales y después enjuagado con agua destilada. Una vez higienizado, el material fue almacenado en ultrafreezer a  $-80^{\circ}\text{C}$ . La extracción de ADN se realizó en el Laboratorio de Genómica Forestal de la sede Biobío del Instituto Forestal, en la ciudad de Concepción. Para este efecto, usando tijeras y pinzas estériles, se extrajo porciones de tejido de aproximadamente 150 mg de cada órgano, las que fueron molidas en mortero de porcelana usando nitrógeno líquido. Las muestras procesadas fueron transferidas a tubos eppendorf de 2 ml.

### Extracción de ADN

La extracción de ADN se realizó mediante el kit comercial "DNeasy Plant mini kit" (QIAGEN®), basado en la purificación de ácidos nucleicos mediante el uso de soluciones de lavado y membranas (o columnas) de origen inorgánico junto a periodos de centrifugación. Todas las extracciones se llevaron a cabo bajo cabina de flujo laminar para evitar contaminación.

El kit utilizado contempló el uso de ARNasa, buffers AP1 y AP2 junto a periodos de incubación en termobloque a  $65^{\circ}\text{C}$  por 20 minutos y hielo por 5 minutos respectivamente. La eliminación de contaminantes se realizó mediante el uso de columnas inorgánicas junto con los buffers P3, AW1 y AW2. Luego de varios ciclos de centrifugación, el ADN quedó retenido en la matriz inorgánica, mientras que los contaminantes fueron descartados en forma de solución acuosa. Se agregó buffer AE y se dejó incubar por 5 minutos a temperatura ambiente (dependiendo del objetivo de la extracción, se adicionó 50  $\mu\text{l}$  o 100  $\mu\text{l}$ ). Proceso que se realiza por duplicado.

### Cuantificación de ADN

Se utilizó un fluorímetro Thermo Scientific™ Qubit®, el cual permite detectar fluorocromos que se intercalan de forma específica a las moléculas objetivo (ADN, ARN, proteínas). El kit utilizado para la cuantificación de ADN fue Qubit dsDNA HS (*high sensitivity*) Assay Kit, con volumen de trabajo de:

- Solución de trabajo: 190 - 198 µL.
- ADN: 2 - 10 µL.

### Cualificación de ADN

La integridad del ADN fue determinada mediante el uso de electroforesis en gel de agarosa bajo las siguientes condiciones; concentración de agarosa del 1,2%, voltaje de 120V y un tiempo de corrida de 20 minutos. Marcador molecular (DL15.000 DNA Marker).

Se generó un índice de calidad (QC) que integra, para cada muestra, los resultados de cuantificación y cualificación, junto con la verificación de las bibliotecas genómicas, incluyendo tamaño, ausencia de dímeros, concentración/molaridad, análisis realizado por la empresa CD Genomics (New York, USA) mediante prestación de servicios.

### Análisis de Datos

Los análisis de datos y la visualización se realizaron utilizando el software R versión 4.3.2. Se llevaron a cabo cálculos de medias y desviaciones estándar para diferentes grupos de datos, así como comparaciones entre diversos tejidos y especies. Dado que solo se cuenta con 3 a 4 muestras por tejido y por especie, se aplicó un test de Kruskal Wallis ( $\alpha = 0,05$ ) para determinar las diferencias en las medianas de los valores de concentración obtenidos, ya que las pruebas paramétricas como la ANOVA carecen de potencia estadística para esta cantidad de muestras.

## RESULTADOS

### Cantidad de ADN

Los resultados de las cuantificaciones de ADN obtenidos se resumen en el **Cuadro 1**. En general, el tejido con la mayor concentración de ADN (ng/µL) fue la flor, destacándose las especies *L. coronata* con  $88,4 \pm 10,16$  ng/µL y *L. appendiculata* con  $64,3 \pm 16,63$  ng/µL. En contraste, *L. ixioide*s presentó la menor concentración en este tejido, con  $55,25 \pm 18,60$  ng/µL.

En el caso de los bulbos, *L. coronata* registró la concentración más alta con  $76,24 \pm 30,22$  ng/µL, seguida por *L. appendiculata* con  $45,03 \pm 27,92$  ng/µL. Las demás especies mostraron valores inferiores, destacando *L. macropetala* con  $45,43 \pm 20,36$  ng/µL.

Las hojas presentaron concentraciones moderadas, con *L. ixioide*s alcanzando  $61,33 \pm 18,16$  ng/µL y *L. dimorphopetala*  $60,70 \pm 13,86$  ng/µL. Finalmente, las raíces y tallos mostraron las concentraciones más bajas, con *L. macropetala* registrando  $24,83 \pm 15,01$  ng/µL en raíces y  $4,00 \pm 3,57$  ng/µL en tallos.

El análisis de Kruskal-Wallis para las concentraciones de ADN mostró que en bulbos ( $\chi^2 = 3,8485$ ;  $p=0,427$ ), hojas ( $\chi^2 = 1$ ;  $p=0,910$ ), raíces ( $\chi^2 = 3,4941$ ;  $p=0,479$ ) y tallos ( $\chi^2 = 8,2017$ ;  $p=0,084$ ) no se encontró diferencias estadísticamente significativas entre las especies. Sin embargo, en flores ( $\chi^2 = 9,5625$ ;  $p=0,05$ ) sí se observaron diferencias, lo que sugiere variaciones en la concentración de ADN entre especies en este tejido.

**Cuadro 1.** Concentración de ADN (media  $\pm$  desviación estándar y mediana) obtenida mediante fluorescencia (Qubit 4) para diferentes tejidos de cinco especies del género *Leucocoryne*. Var: Variación porcentual.

| Fuente | Especie                  | Concentración de ADN |                     |
|--------|--------------------------|----------------------|---------------------|
|        |                          | Media $\pm$ SD       | Mediana             |
| Flor   | <i>L. appendiculata</i>  | 64.30 $\pm$ 16.63    | 66.20 <sup>a</sup>  |
|        | <i>L. coronata</i>       | 88.40 $\pm$ 10.16    | 88.65 <sup>b</sup>  |
|        | <i>L. dimorphopetala</i> | 80.00 $\pm$ 9.10     | 76.10 <sup>ab</sup> |
|        | <i>L. ixioides</i>       | 55.25 $\pm$ 18.60    | 55.25 <sup>a</sup>  |
|        | <i>L. macropetala</i>    | 62.13 $\pm$ 15.98    | 69.50 <sup>a</sup>  |
| Bulbo  | <i>L. appendiculata</i>  | 45.03 $\pm$ 27.92    | 46.60 <sup>a</sup>  |
|        | <i>L. coronata</i>       | 76.24 $\pm$ 30.22    | 86.80 <sup>a</sup>  |
|        | <i>L. dimorphopetala</i> | 33.87 $\pm$ 13.81    | 36.30 <sup>a</sup>  |
|        | <i>L. ixioides</i>       | 27.60 $\pm$ 8.12     | 25.00 <sup>a</sup>  |
|        | <i>L. macropetala</i>    | 45.43 $\pm$ 20.36    | 42.50 <sup>a</sup>  |
| Hoja   | <i>L. appendiculata</i>  | 47.20 $\pm$ 45.11    | 47.20 <sup>a</sup>  |
|        | <i>L. coronata</i>       | 54.42 $\pm$ 23.69    | 47.40 <sup>a</sup>  |
|        | <i>L. dimorphopetala</i> | 60.70 $\pm$ 13.86    | 68.40 <sup>a</sup>  |
|        | <i>L. ixioides</i>       | 61.33 $\pm$ 18.16    | 70.80 <sup>a</sup>  |
|        | <i>L. macropetala</i>    | 50.13 $\pm$ 18.87    | 40.10 <sup>a</sup>  |
| Raíz   | <i>L. appendiculata</i>  | 9.40 $\pm$ 4.62      | 8.50 <sup>a</sup>   |
|        | <i>L. coronata</i>       | 18.68 $\pm$ 12.33    | 16.80 <sup>a</sup>  |
|        | <i>L. dimorphopetala</i> | 18.00 $\pm$ 7.21     | 18.00 <sup>a</sup>  |
|        | <i>L. ixioides</i>       | 12.57 $\pm$ 5.38     | 13.20 <sup>a</sup>  |
|        | <i>L. macropetala</i>    | 24.83 $\pm$ 15.01    | 21.60 <sup>a</sup>  |
| Tallo  | <i>L. appendiculata</i>  | 38.60 $\pm$ 27.24    | 40.04 <sup>b</sup>  |
|        | <i>L. coronata</i>       | 21.68 $\pm$ 13.52    | 16.80 <sup>b</sup>  |
|        | <i>L. dimorphopetala</i> | 27.00 $\pm$ 13.44    | 21.00 <sup>b</sup>  |
|        | <i>L. ixioides</i>       | 8.35 $\pm$ 2.62      | 8.35 <sup>ab</sup>  |
|        | <i>L. macropetala</i>    | 4.00 $\pm$ 3.57      | 3.20 <sup>a</sup>   |

Letras distintas indican diferencias significativas entre especies dentro del mismo tejido, determinadas mediante la prueba no paramétrica de Kruskal-Wallis ( $\alpha = 0,05$ ).

### Calidad e Integridad de ADN

La calidad del ADN determinada mediante electroforesis reveló variaciones significativas entre los tejidos analizados (**Figura 2**). A priori las flores presentaron las mayores concentraciones de ADN, sin embargo, en términos de calidad, este exhibió una evidente degradación.

El ADN extraído desde bulbos presenta una evidente variabilidad en el peso molecular, especies como *L. appendiculata*, *L. ixioides* y *L. macropetala* mostraron ADN con alto peso molecular en la mayoría de las muestras. Mientras que las especies como *L. coronata* y *L. dimorphopetala*, presentan una elevada degradación.

El ADN extraído desde las hojas presentó alto peso molecular y menor degradación en las mayorías de las especies. Solo un ejemplar de la especie *L. coronata* y uno de la especie *L. ixioides*, presentaron una degradación notoria.

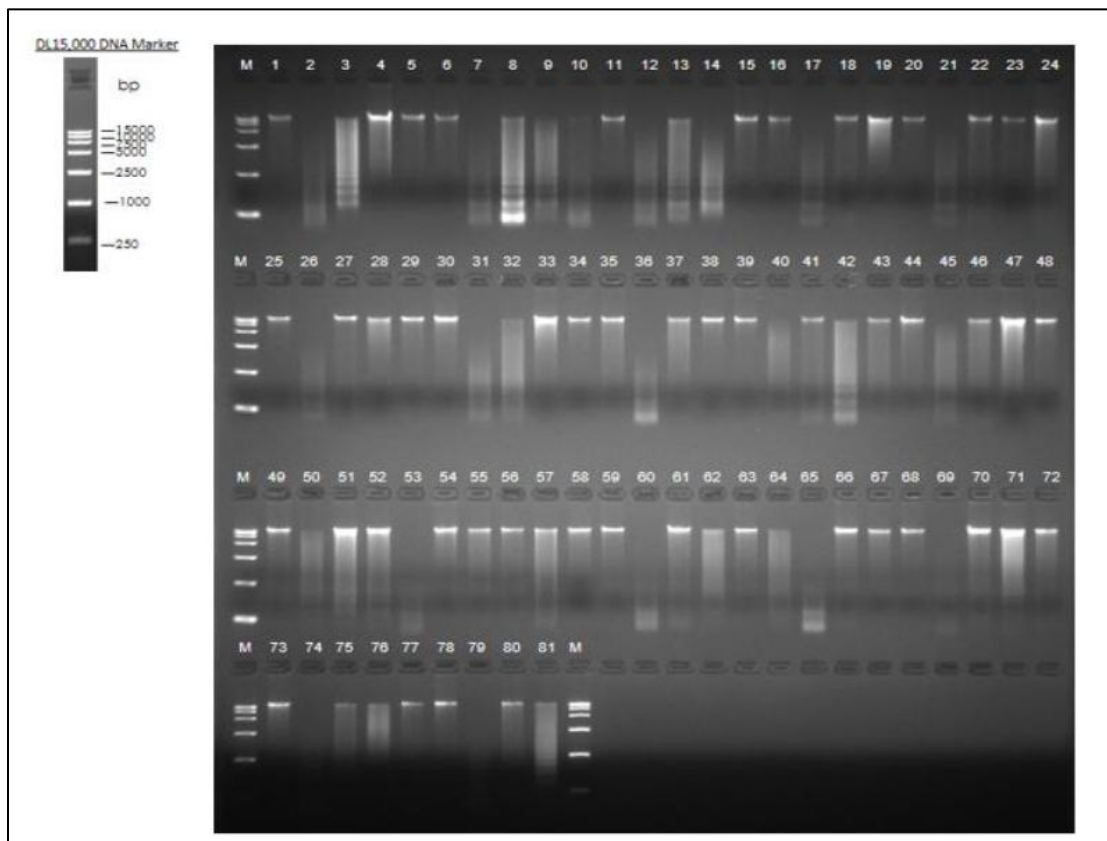
En las raíces, el ADN también mostró una calidad aceptable en la mayoría de los casos, considerando que el ADN de este tipo de tejidos a menudo resulta altamente contaminado. Algunas excepciones se observaron en *L. coronata*, *L. appendiculata* y *L. dimorphopetala*, las cuales muestra degradación y/o cantidad insuficiente de ADN.



Finalmente, el ADN extraído desde tallo presentó consistentemente la peor calidad para todas las especies, exhibiendo una degradación severa y bajo peso molecular

En el **Cuadro 2**, se muestra la calidad del ADN extraído en función del índice QC, utilizado para determinar si las muestras cumplen los estándares para secuenciación de lecturas largas de ácidos nucleicos. Para facilitar la visualización se clasificó la calidad en tres categorías: Óptima (a), Riesgo (b) y No apta (c).

En general, los tejidos de hoja y bulbo muestran resultados predominantemente óptimos en la mayoría de las especies, lo que sugiere una mayor estabilidad del ADN en estos tejidos para la secuenciación. Por otra parte, los tejidos de tallo presentan consistentemente una calidad de ADN deficiente, con la mayoría de las muestras clasificadas como "No aptas", independiente de la especie. Los resultados para los tejidos flores y raíces tienden a ser más variables, con muestras en todas las calidades.



**Figura 2.** Control de calidad del ADN de diferentes tejidos de *Leucocoryne* spp. Los pocillos numerados corresponden a muestras de ADN obtenidas de diferentes especies, tejidos y ejemplares (Codificación disponible en **Anexo 1**). M: marcador molecular. (CD Genomics, New York, Estados Unidos)

**Cuadro 2.** Calidad del ADN extraído desde diferentes tejidos de cinco especies de *Leucocoryne* según análisis de integridad y cantidad del ADN. Los números representan los identificadores individuales de las muestras procesadas.

| Especie                           | Individuo | Hoja              | Raíz              | Tallo             | Flor              | Bulbo             |
|-----------------------------------|-----------|-------------------|-------------------|-------------------|-------------------|-------------------|
| <i>Leucocoryne coronata</i>       | 1         | 1 <sup>(a)</sup>  | 5 <sup>(a)</sup>  | 2 <sup>(c)</sup>  | 4 <sup>(b)</sup>  | 3 <sup>(c)</sup>  |
|                                   | 2         | 6 <sup>(a)</sup>  | 10 <sup>(a)</sup> | 7 <sup>(c)</sup>  | 9 <sup>(c)</sup>  | 8 <sup>(c)</sup>  |
|                                   | 3         | 11 <sup>(a)</sup> | 15 <sup>(a)</sup> | 12 <sup>(c)</sup> | 14 <sup>(c)</sup> | 13 <sup>(c)</sup> |
|                                   | 4         | 31 <sup>(a)</sup> | 35 <sup>(a)</sup> | 32 <sup>(c)</sup> | 34 <sup>(b)</sup> | 33 <sup>(c)</sup> |
|                                   | 5         | 36 <sup>(b)</sup> | 39 <sup>(a)</sup> | 37 <sup>(c)</sup> | ---               | 38 <sup>(b)</sup> |
| <i>Leucocoryne appendiculata</i>  | 1         | 16 <sup>(a)</sup> | 20 <sup>(c)</sup> | 17 <sup>(c)</sup> | 19 <sup>(b)</sup> | 18 <sup>(a)</sup> |
|                                   | 2         | 21 <sup>(a)</sup> | 25 <sup>(b)</sup> | 22 <sup>(c)</sup> | 24 <sup>(a)</sup> | 23 <sup>(a)</sup> |
|                                   | 3         | 26 <sup>(a)</sup> | 30 <sup>(a)</sup> | 27 <sup>(c)</sup> | 29 <sup>(b)</sup> | 28 <sup>(a)</sup> |
| <i>Leucocoryne dimorphopetala</i> | 1         | 40 <sup>(a)</sup> | 44 <sup>(b)</sup> | 41 <sup>(c)</sup> | 43 <sup>(c)</sup> | 42 <sup>(b)</sup> |
|                                   | 2         | 45 <sup>(a)</sup> | 49 <sup>(a)</sup> | 46 <sup>(c)</sup> | 48 <sup>(b)</sup> | 47 <sup>(b)</sup> |
|                                   | 3         | 50 <sup>(a)</sup> | ---               | 51 <sup>(c)</sup> | 53 <sup>(c)</sup> | 52 <sup>(c)</sup> |
| <i>Leucocoryne ixioides</i>       | 1         | 55 <sup>(a)</sup> | 59 <sup>(a)</sup> | 56                | 58 <sup>(c)</sup> | 57 <sup>(a)</sup> |
|                                   | 2         | 60 <sup>(a)</sup> | 64 <sup>(a)</sup> | 61 <sup>(c)</sup> | 63 <sup>(c)</sup> | 62 <sup>(a)</sup> |
|                                   | 3         | 65 <sup>(c)</sup> | 68 <sup>(a)</sup> | 66 <sup>(c)</sup> | ---               | 67 <sup>(a)</sup> |
| <i>Leucocoryne macropetala</i>    | 1         | 69 <sup>(a)</sup> | 73 <sup>(a)</sup> | 70 <sup>(c)</sup> | 72 <sup>(c)</sup> | 71 <sup>(a)</sup> |
|                                   | 2         | 74 <sup>(a)</sup> | 78 <sup>(a)</sup> | 75 <sup>(c)</sup> | 77 <sup>(c)</sup> | 76 <sup>(c)</sup> |
|                                   | 3         | 79 <sup>(a)</sup> | 83 <sup>(a)</sup> | 80 <sup>(c)</sup> | 82 <sup>(c)</sup> | 81 <sup>(a)</sup> |

Calidad del ADN: (a) óptimo; (b) riesgo; (c) No apto;  
---: No evaluado.

## DISCUSIÓN

El género *Leucocoryne*, presenta una complejidad tanto morfológica como citogenética, que le ha permitido evolucionar en variedad de condiciones edafoclimáticas (De la Cuadra *et al.*, 2016; Glade-Vargas *et al.*, 2021). Las variaciones citogenéticas observadas en ciertas poblaciones incluyen la existencia de híbridos naturales con combinaciones intermedias de cromosomas ( $2n = 14$ ) como *L. coquimbensis* var. *alba* (Araneda *et al.*, 2004). En cuanto al contenido total de ADN, Sassone *et al.* (2018) estudiaron varias especies de la tribu *Leucocoryneae*, concluyendo que existe una variación significativa de algunas especies, oscilando entre 18,72 y 121,84 picogramos (pg) de ADN. Concretamente el género *Leucocoryne* se reportó un tamaño de  $28,9 \pm 0,8$  pg, siendo una de las mayores en comparación con otros géneros de la tribu. En genomas con una plasticidad elevada, es común el alto contenido de ADN repetitivo, siendo un desafío para el ensamble de secuencias, y reafirma la necesidad de trabajar con plataformas de secuenciación de lecturas largas, pero estas tecnologías requieren al menos 1ng/μl de ADN de alta calidad (Russo *et al.*, 2022; Espinosa *et al.*, 2024).

Al observar los resultados del presente estudio, una tendencia clara se presenta en las especies *L. appendiculata* y *L. coronata*, las cuales mostraron consistentemente las mayores concentraciones de ADN extraído en casi todos los tejidos analizados (Cuadro 1). Una posible explicación podría estar relacionada con las características genómicas de estas especies, como el tamaño del genoma, la composición del ADN repetitivo y la organización estructural de los cromosomas.

En cuanto a la extracción de ADN en especies del género *Leucocoryne*, diversos autores han reportado protocolos a partir de hojas frescas, utilizando el método CTAB con modificaciones para mejorar la calidad del ADN (Contreras *et al.*, 2018, 2020). El método descrito por Doyle & Doyle (1987) también aplicado a hojas frescas, permite la realización de estudios filogenéticos entre los géneros de la tribu *Leucocoryneae* (Souza *et al.*, 2016). Sin embargo, estos métodos a menudo generan un ADN oxidado, inadecuado para aplicaciones de lectura larga (Russo *et al.*, 2022). Jara-Arancio *et al.*, (2014) utilizaron el método basado en columnas de DNeasy Plant Kit (Qiagen). Este kit se caracteriza por su rapidez y la obtención de ADN una alta pureza, libre de contaminantes e inhibidores de enzimas, además de no usar extracción orgánica,



sin precipitación con etanol (Qiagen, 2024), sin embargo, también se reporta que existe riesgo de pérdida de ADN durante los lavados con columnas (Russo et al., 2022). Este es el único trabajo donde se ha utilizado el mismo protocolo de este artículo, no reportando la cantidad y/o calidad del ADN obtenido para comparar.

Es importante aclarar, que la relación entre concentración y calidad del ADN no siempre es directamente proporcional, por ejemplo, nuestros resultados posicionan a *L. coronata* como una de las especies con mayor concentración, sin embargo, al momento de medir la calidad presenta una alta degradación en la mayoría de los tejidos. Una revisión por tejidos muestra que las flores presentan las mayores concentraciones, asimismo también muestran una alta degradación, posiblemente atribuible a metabolitos en el tejido que puedan afectar la estabilidad del ADN. Por lo mismo, los trabajos de genómica funcional en este tipo de tejidos requieren de una optimización del protocolo. En el caso de los bulbos, lo observado es una alta variabilidad entre las especies, este tejido es naturalmente desafiante debido a la alta concentración de polisacáridos o fenoles, particularmente, para las especies *L. coronata* y *L. dimorphopetala* se requieren modificaciones que ayuden a mejorar la pureza del ADN. Las hojas por su parte se posicionan como el mejor tejido para obtener un ADN de alto peso molecular y con una integridad óptima para posteriores estudios de secuenciación en la mayoría de las especies. Un tejido cuyos resultados sorprendieron, fueron las raíces, si bien se sabe que en ellas existen una gran cantidad de células nuevas propias del crecimiento radicular, a menudo este tipo de tejidos presenta una alta contaminación, aquí también se observó para *L. coronata*, *L. appendiculata* y *L. dimorphopetala*. Sin embargo, la calidad del ADN los posiciona como candidatos para estudios posteriores de secuenciación. Por último, los tallos como era de esperar presentan consistentemente la peor calidad, mostrando una severa degradación en la mayoría de las especies. Todos los tejidos estaban congelados a -80 °C previo a la extracción, el descongelamiento del tejido también puede contribuir a la fragmentación (Zerpa-Catanho et al., 2021).

La optimización de protocolos para extracción de ADN puede incluir el uso de tampones con agentes quelantes para reducir la interferencia de polisacáridos y fenoles. El uso de PVPP (polivinilpirrolidona) para tejidos ricos en metabolitos secundarios y/o el uso de  $\beta$ -mercaptoetanol para prevenir la oxidación y proteger la integridad del ADN (Contreras et al., 2018).

El análisis efectuado permite establecer directrices claras para obtener ADN de alta calidad en *Leucocoryne*, maximizando la utilidad de las muestras para estudios moleculares y de conservación genética. Los resultados invitan a adaptar protocolos de extracción en función del tipo de tejido.

## CONCLUSIONES

Para estudios genómicos en el género *Leucocoryne*, se recomienda priorizar la extracción de ADN desde hojas, especialmente en especies donde la calidad en bulbos y raíces es inconsistente. Para estudios de genómica funcional existe la necesidad de desarrollar protocolos de extracción específicos para especies que consistentemente presentan menores rendimientos, especialmente en tejidos más complejos como los tallos y raíces.

## AGRADECIMIENTOS

Esta investigación fue desarrollada gracias a la Dirección de la Subgerencia de Medio Ambiente y Comunidades de Chilquinta Transmisión, como parte de su programa ESG, y a la Estrategia de Adaptación al Cambio Climático y Biodiversidad de proyectos energéticos sostenibles, en conjunto con el Programa de Restauración de Ecosistemas de Alto Valor Ecológico, iniciativa financiada por el Ministerio de Agricultura de Chile (MINAGRI), orientada a promover la conservación de la biodiversidad y la recuperación ecológica integral.



## REFERENCIAS

- Araneda, L., Salas, P. & Mansur, L. (2004). Chromosome numbers in the Chilean endemic genus *Leucocoryne* (Huilli). *Journal of the American Society for Horticultural Science*, 129(1), 77–80. <https://doi.org/10.21273/JASHS.129.1.0077>
- Contreras, R., Aguayo, F., Guerra, A., Tapia, F. & Porcile, V. (2018). Genetic characterization of centennial olive trees from northern Chile: The case of extra virgin olive oil from Huasco in the process of designation of origin. *Chilean journal of agricultural & animal sciences* 34:126 - 139. <https://doi.org/10.4067/s0719-38902018005000402>
- Contreras, R., Van den Brink, L., Sepúlveda, B., Aguayo, F. & Porcile, V. (2020). Phylogenetic relationships of plant species from the flowering desert of the Atacama Region. *Bol. Latinoam Caribe Plant Med Aromat*, 19 (3): 300-313.
- Cosgrove, D.J. (2024). Structure and growth of plant cell walls. *Nature Reviews Molecular Cell Biology*, 25(5): 340-358. <https://doi.org/10.1038/s41580-023-00691-y>
- De la Cuadra, C., Vidal, A.K., Lefimil, S. & Mansur, L. (2016). Temperature effect on seed germination in the genus *Leucocoryne* (Amaryllidaceae). *HortScience*, 51(4): 412-415. <https://doi.org/10.21273/HORTSCI.51.4.412>
- Doyle, J.J. & Doyle, J.L. (1987). A Rapid DNA Isolation Procedure for Small Quantities of Fresh Leaf Tissue. *Phytochemical Bulletin*, 19(1): 11-15.
- Espinosa, E., Bautista, R., Larrosa, R. & Plata, O. (2024). Advancements in long-read genome sequencing technologies and algorithms. *Genomics*, 110842. Contents lists available at ScienceDirect *Genomics* journal homepage: [www.elsevier.com/locate/ygeno](http://www.elsevier.com/locate/ygeno) <https://doi.org/10.1016/j.ygeno.2024.110842>
- Glade-Vargas, N.S., Rojas, C., Jara-Arancio, P., Vidal, P., Arroyo, M.T.K. & Hinojosa, L.F. (2021). Biogeography of *Argylia* D. Don (Bignoniaceae): Diversification, Andean Uplift and Niche Conservatism. *Front. Plant Sci.* 12:724057. <https://doi.org/10.3389/fpls.2021.724057>
- Jara-Arancio, P., Jara-Seguel, P., Palma-Rojas, C., Arancio, G. & Moreno, R. (2012). Karyological study in fifteen *Leucocoryne* taxa (Alliaceae). *Biología* 67(2): 289-295. <https://doi.org/10.2478/s11756-012-0001-5>
- Jara-Arancio, P., Arroyo, M., Guerrero, P., Hinojosa, L., Arancio, G. & Méndez, M. (2014). Phylogenetic perspectives on biome shifts in *Leucocoryne* (Alliaceae) in relation to climatic niche evolution in western South America. *Journal of Biogeography*, N° 41. Pp: 328-338. <https://doi.org/10.1111/jbi.12186>
- Jin, S., Han, Z., Hu, Y., Si, Z., Dai, F., He, L., Cheng, Y. et al. (2023). Structural variation (SV)-based pan-genome and GWAS reveal the impacts of SVs on the speciation and diversification of allotetraploid cottons. *Molecular Plant*. <https://doi.org/10.1016/j.molp.2023.02.004>
- Mansur, L., Gonzalez, M., Rojas, I. & Salas, P. (2004). Self-incompatibility in the Chilean Endemic Genus *Leucocoryne* Lindley. *Journal of the American Society for Horticultural Science*, 129(6): 836–838. <https://doi.org/10.21273/JASHS.129.6.0836>
- Milavec, M., Cleveland, M.H., Bae, K., Wielgosz, R.I., Vonsky, M. & Huggett, J.F. (2021). Metrological framework to support accurate, reliable, and reproducible nucleic acid measurements. *Analytical and Bioanalytical Chemistry*, 414(2): 791–806. <https://doi.org/10.1007/s00216-021-03712-x>
- Mondragon-Jacobo, C., Doudareva, N. & Bordelon, B.P. (2000). DNA extraction from several cacti. *Hort. Science*, 35(6): 1124–1126. <https://doi.org/10.21273/HORTSCI.35.6.1124>
- QIAGEN. (2024). DNeasy® Plant Handbook: DNeasy Plant Mini Kit, DNeasy Plant Maxi Kit, DNeasy 96 Plant Kit. Para la purificación de ADN celular total de células y tejidos vegetales o hongos. En: <https://www.qiagen.com>
- Rodríguez, R., Marticorena, C., Alarcón, D., Baeza, C., Cavieres, L., Finot, V.L., Fuentes, N. et al. (2018). Catálogo de las plantas vasculares de Chile. *Gayana Botánica* 75(1): 1-430. <https://doi.org/10.4067/S0717-66432018000100001>

- Russo, A., Mayjonade, B., Frei, D., Potente, G., Kellenberger, R.T., Frachon, L., Copetti, D. *et al.* (2022). Low-Input High-Molecular-Weight DNA Extraction for Long-Read Sequencing from Plants of Diverse Families. *Frontiers in Plant Science*, 13:883897. <https://doi.org/10.3389/fpls.2022.883897>
- Salas, P. & Mansur, L. (2004). Gene Flow between parents with different ploidy levels in a natural population of *Leucocoryne* Lindley. *Journal of the American Society for Horticultural Science*, 129(6): 836-838. <https://doi.org/10.21273/JASHS.129.6.0833>
- Sassone, A.B., López, A., Hojsgaard, D.H. & Giussani, L.M. (2018). A novel indicator of karyotype evolution in the tribe *Leucocoryneae* (*Allioideae*, *Amaryllidaceae*). *Journal of Plant Research*, 131(2): 211-223. <https://doi.org/10.1007/s10265-017-0987-4>
- Saxena, R.K., Edwards, D. & Varshney, R.K. (2014). Structural variations in plant genomes. *Briefings in Functional Genomics*, 13(4): 296-307. <https://doi.org/10.1093/bfpg/elu016>
- Souza, G., Crosa, O., Speranza, P. & Guerra, M. (2016). Phylogenetic relations in tribe *Leucocoryneae* (*Amaryllidaceae*, *Allioideae*) and the validation of *Zoellnerallium* based on DNA sequences and cytomolecular data. *Botanical Journal of the Linnean Society*, N° 182. Pp: 811-824. <https://doi.org/10.1111/boj.12484>
- Yuan, Y., Bayer, P.E., Batley, J. & Edwards, D. (2021). Current status of structural variation studies in plants. *Plant Biotechnology Journal*, 19(10): 2153-2163. <https://doi.org/10.1111/pbi.13646>
- Zerpa-Catanho, D., Zhang, X., Song, J., Hernandez, A.G. & Ming, R. (2021). Ultra-long DNA molecule isolation from plant nuclei for ultra-long read genome sequencing. *STAR Protocols*, 2(1):100343. <https://doi.org/10.1016/j.xpro.2021.100343>

## Anexo 1

Identificación de muestras y correspondencia con los pocillos de electroforesis en gel. Cada ID representa un espécimen de *Leucocoryne* spp. indicando el tejido específico analizado.

| ID | Especie                           | Tejido |
|----|-----------------------------------|--------|
| 1  | <i>Leucocoryne coronata</i>       | hoja   |
| 2  | <i>Leucocoryne coronata</i>       | tallo  |
| 3  | <i>Leucocoryne coronata</i>       | bulbo  |
| 4  | <i>Leucocoryne coronata</i>       | flor   |
| 5  | <i>Leucocoryne coronata</i>       | raíz   |
| 6  | <i>Leucocoryne coronata</i>       | hoja   |
| 7  | <i>Leucocoryne coronata</i>       | tallo  |
| 8  | <i>Leucocoryne coronata</i>       | bulbo  |
| 9  | <i>Leucocoryne coronata</i>       | flor   |
| 10 | <i>Leucocoryne coronata</i>       | raíz   |
| 11 | <i>Leucocoryne coronata</i>       | hoja   |
| 12 | <i>Leucocoryne coronata</i>       | tallo  |
| 13 | <i>Leucocoryne coronata</i>       | bulbo  |
| 14 | <i>Leucocoryne coronata</i>       | flor   |
| 15 | <i>Leucocoryne coronata</i>       | raíz   |
| 16 | <i>Leucocoryne appendiculata</i>  | hoja   |
| 17 | <i>Leucocoryne appendiculata</i>  | tallo  |
| 18 | <i>Leucocoryne appendiculata</i>  | bulbo  |
| 19 | <i>Leucocoryne appendiculata</i>  | flor   |
| 20 | <i>Leucocoryne appendiculata</i>  | raíz   |
| 21 | <i>Leucocoryne appendiculata</i>  | tallo  |
| 22 | <i>Leucocoryne appendiculata</i>  | bulbo  |
| 23 | <i>Leucocoryne appendiculata</i>  | flor   |
| 24 | <i>Leucocoryne appendiculata</i>  | raíz   |
| 25 | <i>Leucocoryne appendiculata</i>  | hoja   |
| 26 | <i>Leucocoryne appendiculata</i>  | tallo  |
| 27 | <i>Leucocoryne appendiculata</i>  | bulbo  |
| 28 | <i>Leucocoryne appendiculata</i>  | flor   |
| 29 | <i>Leucocoryne appendiculata</i>  | raíz   |
| 30 | <i>Leucocoryne coronata</i>       | hoja   |
| 31 | <i>Leucocoryne coronata</i>       | tallo  |
| 32 | <i>Leucocoryne coronata</i>       | bulbo  |
| 33 | <i>Leucocoryne coronata</i>       | flor   |
| 34 | <i>Leucocoryne coronata</i>       | raíz   |
| 35 | <i>Leucocoryne coronata</i>       | hoja   |
| 36 | <i>Leucocoryne coronata</i>       | tallo  |
| 37 | <i>Leucocoryne coronata</i>       | bulbo  |
| 38 | <i>Leucocoryne coronata</i>       | raíz   |
| 39 | <i>Leucocoryne dimorphopetala</i> | hoja   |
| 40 | <i>Leucocoryne dimorphopetala</i> | tallo  |
| 41 | <i>Leucocoryne dimorphopetala</i> | bulbo  |

| ID | Especie                           | Tejido |
|----|-----------------------------------|--------|
| 42 | <i>Leucocoryne dimorphopetala</i> | flor   |
| 43 | <i>Leucocoryne dimorphopetala</i> | raíz   |
| 44 | <i>Leucocoryne dimorphopetala</i> | hoja   |
| 45 | <i>Leucocoryne dimorphopetala</i> | tallo  |
| 46 | <i>Leucocoryne dimorphopetala</i> | bulbo  |
| 47 | <i>Leucocoryne dimorphopetala</i> | flor   |
| 48 | <i>Leucocoryne dimorphopetala</i> | raíz   |
| 49 | <i>Leucocoryne dimorphopetala</i> | hoja   |
| 50 | <i>Leucocoryne dimorphopetala</i> | tallo  |
| 51 | <i>Leucocoryne dimorphopetala</i> | bulbo  |
| 52 | <i>Leucocoryne dimorphopetala</i> | flor   |
| 53 | <i>Leucocoryne xiioides</i>       | hoja   |
| 54 | <i>Leucocoryne xiioides</i>       | tallo  |
| 55 | <i>Leucocoryne xiioides</i>       | bulbo  |
| 56 | <i>Leucocoryne xiioides</i>       | flor   |
| 57 | <i>Leucocoryne xiioides</i>       | raíz   |
| 58 | <i>Leucocoryne xiioides</i>       | hoja   |
| 59 | <i>Leucocoryne xiioides</i>       | tallo  |
| 60 | <i>Leucocoryne xiioides</i>       | bulbo  |
| 61 | <i>Leucocoryne xiioides</i>       | flor   |
| 62 | <i>Leucocoryne xiioides</i>       | raíz   |
| 63 | <i>Leucocoryne xiioides</i>       | hoja   |
| 64 | <i>Leucocoryne xiioides</i>       | tallo  |
| 65 | <i>Leucocoryne xiioides</i>       | bulbo  |
| 66 | <i>Leucocoryne xiioides</i>       | raíz   |
| 67 | <i>Leucocoryne macropetala</i>    | hoja   |
| 68 | <i>Leucocoryne macropetala</i>    | tallo  |
| 69 | <i>Leucocoryne macropetala</i>    | bulbo  |
| 70 | <i>Leucocoryne macropetala</i>    | flor   |
| 71 | <i>Leucocoryne macropetala</i>    | raíz   |
| 72 | <i>Leucocoryne macropetala</i>    | hoja   |
| 73 | <i>Leucocoryne macropetala</i>    | tallo  |
| 74 | <i>Leucocoryne macropetala</i>    | bulbo  |
| 75 | <i>Leucocoryne macropetala</i>    | flor   |
| 76 | <i>Leucocoryne macropetala</i>    | raíz   |
| 77 | <i>Leucocoryne macropetala</i>    | hoja   |
| 78 | <i>Leucocoryne macropetala</i>    | tallo  |
| 79 | <i>Leucocoryne macropetala</i>    | bulbo  |
| 80 | <i>Leucocoryne macropetala</i>    | flor   |
| 81 | <i>Leucocoryne macropetala</i>    | raíz   |





## APUNTE

## Antecedentes para el sector de los Biocombustibles en Chile, importaciones de estufas a pellet durante el año 2024.

Juan Carlos Pinilla Suárez<sup>1</sup>; Felipe Navarrete Ulloa<sup>1</sup>; Joaquín García Inostroza<sup>1</sup>; Karoline Casanova del Río<sup>1</sup>; Mauricio Navarrete Torres<sup>1</sup> & Karina Luengo Vergara<sup>1</sup>.

<sup>1</sup>Instituto Forestal, sede Biobío. Concepción, Chile. [jpinilla@infor.cl](mailto:jpinilla@infor.cl); [fnavarre@infor.cl](mailto:fnavarre@infor.cl); [jgarcia@infor.cl](mailto:jgarcia@infor.cl); [kcasanov@infor.cl](mailto:kcasanov@infor.cl); [mnavarre@infor.cl](mailto:mnavarre@infor.cl); [kluengo@infor.cl](mailto:kluengo@infor.cl)

DOI: <https://doi.org/10.52904/0718-4646.2025.633>

Recibido: 30.05.2025; Aceptado 18.08.2025.

### RESUMEN

En Chile los biocombustibles sólidos derivados de la madera contribuyen a diversificar la matriz energética y reducir la contaminación ambiental, en un escenario donde la Ley 21.499 regula la producción y comercialización de leña y pellet, y donde se requiere información para caracterizar el sector, identificar brechas, analizar mercados, monitorear el sector y en general apoyar la toma de decisiones. Los productores de pellet necesitan información para asegurar su sustentabilidad, por lo que conocer la cantidad de estufas a pellet que ingresan al país es un dato requerido como indicador de la demanda por este biocombustible.

En el marco de un Proyecto CORFO, el Instituto Forestal analizó la información del número de equipos o estufas a pellet de madera que se ha registrado durante los últimos años en el país. Sus resultados señalan que entre los años 2017 y 2019 se incrementó la importación de estufas a pellet, y que en el periodo 2017-2024 ingresaron 147.653 equipos o estufas a pellet al país. En 2024, la cifra alcanzó los 5.038 equipos, provenientes principalmente de China, Italia y España (48%, 37% y 13%, respectivamente). El 90% de tales equipos fueron de potencia menor o igual a 25 kW.

Se concluye que el mercado de las estufas a pellet requiere, entre otros factores, de una estrecha relación con el sector productivo del pellet, y la disponibilidad permanente en cantidad y calidad de este biocombustible.

**Palabras clave:** Pellet, estufas, energía renovable, biocombustibles.

### SUMMARY

In Chile, solid biofuels derived from wood contribute to diversifying the energy matrix and reducing environmental pollution, in a context where Law 21.499 regulates the production and commercialization of firewood and pellets, and where information is required to characterize the sector, identify gaps, analyze markets, monitor activities, and, in general, support decision-making. Pellet producers need reliable data to ensure their sustainability; therefore, knowing the number of pellet stoves entering the country is an essential indicator of the demand for this biofuel.

Within the framework of a CORFO Project, the Forest Institute analyzed data on the number of wood pellet stoves registered in the country in recent years. Results show that between 2017 and 2019, pellet stove imports increased, and that during the 2017–2024 period, a total of 147,653 pellet stoves entered the country. In 2024 alone, the figure reached 5,038 units, mainly from China, Italy, and Spain (48%, 37%, and 13%, respectively). Ninety percent of these stoves had a capacity of less than or equal to 25 kW.

It is concluded that the pellet stove market requires, among other factors, a close relationship with the pellet production sector and a permanent availability of this biofuel in both quantity and quality.

**Key words:** Pellet, stoves, renewables energy, biofuels



## INTRODUCCIÓN

En Chile la industria de los biocombustibles sólidos derivados de la madera tiene un gran potencial para contribuir a la diversificación de la matriz energética y a la reducción de la contaminación ambiental. Para lograr esta contribución se requiere el desarrollo de políticas públicas, generación de información, fomento y la colaboración entre el sector privado e instituciones del Estado para superar estos desafíos y fomentar el crecimiento sostenible de la industria (Pinilla *et al.*, 2022). Por lo mismo, entre otros temas, se están desarrollando iniciativas para favorecer la sustentabilidad del sector y para que los usuarios de biocombustibles puedan satisfacer sus requerimientos. Según el Ministerio de Energía y la Mesa del Pellet (Ministerio de Energía, 2023), el crecimiento del sector productivo ha sido constante en los últimos años, particularmente en 2023, fue cercano al 15%, derivado principalmente de los esfuerzos de distintas entidades por disminuir la contaminación ambiental en ciudades de alta polución, lo que derivó en un aumento de la demanda por este Biocombustible.

El aumento en la producción y consumo de pellet está alineado con la política energética chilena, que fomenta el uso de energías renovables. Esto se refleja en la Agenda de Energía (Ministerio de Energía, 2022), que plantea la necesidad de contar con una “Matriz Energética Limpia”, promoviendo el uso de biomasa en el sector residencial (leña seca y pellet), e impulsando el uso de energías limpias para abastecer los requerimientos de los hogares. Lo anterior demanda una modernización del mercado, trazando un camino progresivo de transición hacia fuentes de calefacción más limpias, apoyado por una nueva regulación que se implementará gradualmente.

Con el apoyo de la Corporación de Fomento de la Producción y del Ministerio de Energía, el Instituto Forestal está desarrollando el proyecto “Plataforma de gestión para resguardar la sustentabilidad del pellet en la región del Biobío”, el cual plantea generar una plataforma para entregar información, mecanismos e instrumentos que aporten a cerrar brechas en torno a la caracterización de la materia prima y la incorporación de tecnología en la cadena de valor del pellet (Pinilla *et al.*, 2024).

El proyecto de INFOR se originó a partir de las demandas y brechas detectadas en torno a los pellets de madera, y también de las complejas situaciones que estos enfrentan, derivado del incremento de su demanda. La demanda adicional se ha traducido en que las empresas productoras aumenten su producción, y en forma paralela crea una creciente preocupación de los consumidores por abastecerse de este producto. El proyecto aborda también los nuevos escenarios de producción y comercialización de biocombustibles derivados de la Ley 21.499 de Biocombustibles del Ministerio de Energía (Ministerio de Energía, 2024). En este ámbito, el proyecto ejecutado por INFOR desarrolla estudios para generar y difundir información que permita analizar las condiciones actuales de la industria de los Biocombustibles.

La información acerca del mercado del pellet se torna relevante, y entre otros aspectos se requiere conocer su demanda por parte de los consumidores, siendo uno de los vectores de interés, la información acerca del monitoreo de la cantidad de equipos de calefacción a pellet que han ingresado al país durante los últimos años.

El ingreso de equipos de calefacción a pellet ha sido promovido por el programa de recambio de calefactores del Ministerio de Medio Ambiente, para apoyar la implementación de los Programas de Descontaminación Ambiental (PDA) y por iniciativas del sector privado. Antecedente respecto a la cantidad de equipos importados se pueden obtener a partir de la información del Servicio de Aduanas.

Ambos factores, programa del Ministerio de Medio Ambiente y el desarrollo del mercado privado de estufas, han representado el motor de crecimiento del consumo y producción del pellet en Chile en los últimos años, estando los productores de pellet atentos a conocer de la información de las estufas que ingresan al país como indicador del potencial aumento de la demanda por pellet que se genera.

Consecuentemente, el objetivo de este trabajo es analizar el ingreso al país de los equipos de calefacción a pellet de madera durante los últimos años, como un insumo para políticas públicas, para el sector productivo y como información que aporte a cerrar brechas y a la sustentabilidad de la cadena de valor del

pellet. Para ello, se analiza una base de datos obtenida desde el sitio web del Servicio Nacional de Aduanas, para obtener el número de importaciones de estufas de pellet al país.

### CANTIDAD DE ESTUFAS DE PELLET IMPORTADAS 2017-2024

En la base de datos del Servicio Nacional de Aduanas, con las importaciones de estufas de pellets, estas se clasifican, desde 2022, con un código arancelario diferenciado en función de la potencia de las estufas (**Cuadro 1**). Antes del año 2022 el código arancelario era 73218920 sin diferenciar por la potencia de los equipos.

**Cuadro 1.** Clasificación desde 2022 de las importaciones de estufas de pellet de madera según su potencia.

| Capítulo | Código Partida | Rango de potencia<br>Glosa referencial |
|----------|----------------|----------------------------------------|
| 73       | 73218921       | Potencia igual o menor a 25 kW         |
| 73       | 73218929       | Potencia superior a 25 kW              |

(Fuente: <https://www.aduana.cl/importaciones-por-producto/aduana/2020-03-27/114420.html>)

Entre 2017 y 2024 se han importado un total de 147.653 estufas (**Cuadro 2**). El 2019 fue el año de mayor número de importaciones, llegando a las 49.718 estufas (33,7% del total del período 2017-2024). Desde ese año se observa una tendencia a la baja, presentando los años 2023 y 2024 una cifra similar en el ingreso de estos equipos al país, que correspondió a un 3,4% del total del período 2017-2024.

**Cuadro 2.** Importación anual de estufas de pellets de madera (N° de unidades).

| Año         | 2017   | 2018   | 2019   | 2020   | 2021   | 2022   | 2023  | 2024  |
|-------------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|-------|-------|
| N° unidades | 10.367 | 24.042 | 49.718 | 15.657 | 23.479 | 14.249 | 5.103 | 5.038 |

En el año 2024 se observan tendencias en las importaciones de estufas a pellet de madera, diferenciadas por la potencia de los equipos (**Cuadro 3**). Si bien en enero no se registró movimiento, febrero presenta un incremento para las categorías “Estufas a pellets de madera” (código 73218920) y “Estufas a pellets de madera bajo 25 kW” (código 73218921), alcanzando en total 1.201 unidades.

**Cuadro 3.** Importación mensual de estufas de pellets de madera durante el año 2024 (N° de unidades).

| Potencia | E | F     | M   | A     | M | J   | J   | A | S   | O     | N | D | Total |
|----------|---|-------|-----|-------|---|-----|-----|---|-----|-------|---|---|-------|
| <= 25 kW | 0 | 1.201 | 129 | 593   | 2 | 323 | 111 | 5 | 302 | 1.860 | 0 | 8 | 4.534 |
| > 25 kW  | 0 | 0     | 0   | 500   | 1 | 0   | 0   | 3 | 0   | 0     | 0 | 0 | 504   |
| Total    | 0 | 1.201 | 129 | 1.093 | 3 | 323 | 111 | 8 | 302 | 1.860 | 0 | 8 | 5.038 |

(Fuente: Declaraciones de Ingreso (DIN); Importaciones a lo definitivo ajustadas con sus documentos modificatorios. Servicio Nacional de Aduanas)

Al analizar las importaciones según mes y rango de potencia de los equipos (**Cuadro 3**) se puede indicar que las estufas de potencia menor o igual a 25 kW, han sido importadas de manera constante durante cada mes, alcanzando un total de 4.534 estufas, equivalentes al 90% del total de equipos que ingresaron al país durante el año 2024. En cambio, para el caso de las estufas de potencia superior a 25 kW, los mayores volúmenes de importaciones solo se concentran en los meses de abril y agosto, alcanzando un total de 504 artefactos, lo que representa un 10% del total de estufas importadas.



Durante marzo y abril se aprecia un comportamiento dispar. En el caso de las estufas bajo 25 kW, el volumen importado disminuye a 129 unidades en marzo para luego subir a 593 unidades en abril. Por su parte, las primeras importaciones de estufas de potencia superior a 25 kW en el año 2024 se vieron en abril importando 500 unidades. El mes de mayo presenta 3 unidades en total importadas, mientras que junio señala una cifra de 323 unidades para estufas de potencia inferior a 25 kW y 111 unidades en julio.

Este resultado puede obedecer al interés de las comercializadoras por asegurar un aprovisionamiento para el año 2025, y/o por información relacionada con la continuidad de los programas de recambio del Ministerio de Medio Ambiente. Por el contrario, la categoría sobre 25 kW consolida la tendencia de ser la fracción más reducida en el conjunto global de estufas a pellet (504 unidades en total para el año). Al cierre del año, en noviembre y diciembre, se presentan valores nulos o reducidos, un fenómeno que podría reflejar la menor necesidad de reponer inventarios en la recta final de la temporada fría.

El año 2024 se perfila con ciclos de importación principales (febrero, abril y octubre), señalando el comportamiento del mercado de calefacción a pellet y las estrategias diferenciadas de los importadores según la potencia de los equipos. Por otro lado, se observa meses con gran actividad y caídas pronunciadas en otros.

Febrero marca un repunte con aproximadamente 1.201 unidades 23,8% del total anual, seguido de un nuevo incremento en abril (1.093 unidades y un 21,7%), que fue el único mes durante el año 2024 en el cual se importaron estufas de potencia superior a 25 kW. Un factor especialmente relevante ocurre en octubre, mes en que las estufas bajo 25 kW alcanzan su pick anual con 1.860 unidades importadas y el 36,9% del total anual.

La importación de equipos a pellet durante los meses de febrero, abril y octubre, representó el 82,5% del total anual.

El **Cuadro 3** también evidencia un repunte a mediados de año (junio), donde el punto más alto se concentra en octubre, alcanzando 1.860 unidades, lo que indicaría un segundo ciclo de aprovisionamiento antes de la parte final del período invernal. Finalmente, en noviembre y diciembre prácticamente no hay movimientos relevantes, un comportamiento consistente con la menor urgencia de aprovisionamiento tras la temporada de calefacción.

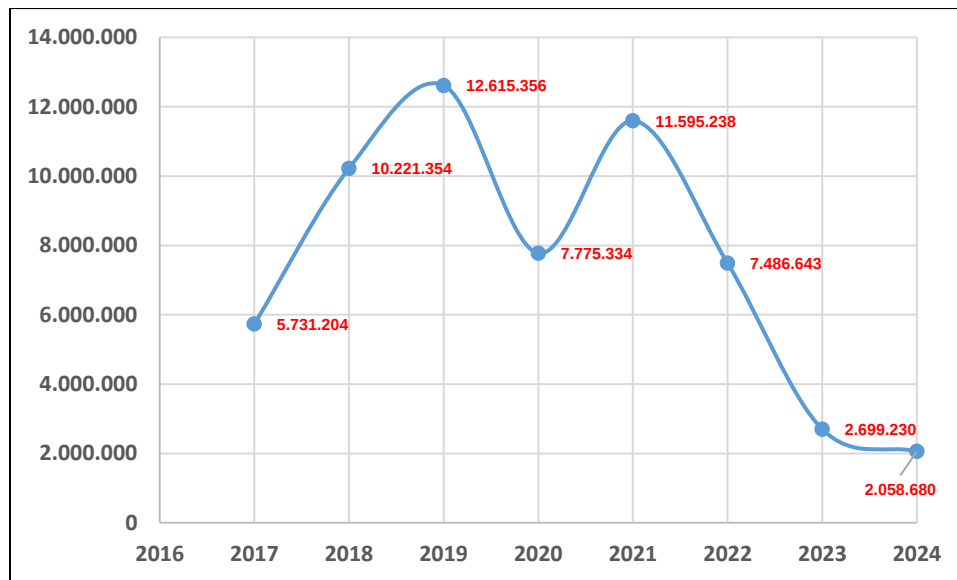
## VALOR DE LAS IMPORTACIONES DE ESTUFAS A PELLET 2017-2024

Junto con conocer la cantidad de equipos ingresados desde el exterior según año, es interesante conocer los montos involucrados en estas importaciones anuales. En la **Figura 1**, se presenta la inversión en estufas a pellet de madera que ingresaron al país, entendida como el importe CIF asociado a los códigos arancelarios.

Los datos anuales revelan un crecimiento acelerado entre 2017 y 2019, pasando de alrededor de 5,7 millones de dólares a más de 12,6 millones. Este incremento sugiere una fuerte expansión del mercado de estufas a pellet de madera, respaldada por la creciente adopción de sistemas de calefacción más eficientes y menos contaminantes, además de las actividades de fomento y los programas de recambio del Ministerio de Medio Ambiente y Gobiernos Regionales. Entre 2018 y 2019 se registra un alza de aproximadamente 2,4 millones de dólares, lo que ubica a 2019 como el punto más alto del período analizado.

En 2020 se observa una contracción significativa, pues el monto CIF se reduce hasta cerca de 7,8 millones de dólares. Esta caída coincide con la irrupción de la pandemia y sus efectos sobre la logística y el consumo. Sin embargo, en 2021 se registra una recuperación considerable, alcanzando cerca de 11,7 millones de dólares. La disminución se mantiene en el 2023 y 2024, con registros de 2,7 y 2,0 millones de dólares respectivamente. De la información se destaca que el año 2024 ingresó una cantidad de equipos similar al año 2023, pero con una reducción de un 22,6% en su valor.





(Fuente: Declaraciones de Ingreso (DIN); Importaciones a lo definitivo ajustadas con sus documentos modificatorios. Servicio Nacional de Aduanas)

**Figura 1.** Monto CIF(US\$) de las importaciones de estufas de pellet periodo 2017-2024.

Al observar el costo unitario de los equipos reportado por Aduana (**Cuadro 4**) se observa por un lado que el año 2019, con el máximo número de equipos ingresados, se registró un menor valor unitario, y desde el año 2020 al 2023 se registra una estabilización en el valor individual de los equipos. El año 2024 se observa una disminución en el valor, lo que podría asociarse a una estabilización en el consumo de pellet en el país.

**Cuadro 4.** Valor CIF individual de estufas de pellets según año (US\$).

| Año          | 2017 | 2018 | 2019 | 2020 | 2021 | 2022 | 2023 | 2024 |
|--------------|------|------|------|------|------|------|------|------|
| Valor (US\$) | 553  | 425  | 254  | 497  | 494  | 525  | 529  | 409  |

## ORIGEN DE LAS IMPORTACIONES DE ESTUFAS DE PELLET

Se analiza la inversión (monto CIF) en estufas a pellet de madera importadas durante 2024, clasificada según el país de origen. A diferencia de los ítems anteriores, aquí no se observan las cantidades de equipos, sino el valor total en dólares asociado a cada nación exportadora.

La información disponible señala a seis países como origen de las estufas a pellet ingresadas a Chile en 2024: Argentina, Bosnia-Herzegovina, China, España, Italia y Turquía (**Cuadro 5**). Entre ellos, China destaca como el principal proveedor, con un monto de USD 886.318,9 en la categoría bajo 25 kW y USD 105.556,6 en la categoría sobre 25 kW, sumando un total de USD 991.875,4. Esta cifra representa alrededor del 48,2% del monto total invertido en estufas a pellet durante el año, con mayores *picks* de compra en febrero y octubre, lo que sugiere una estrategia de aprovisionamiento en torno a la temporada invernal.

Italia, por su parte, se ubica en segundo lugar con un monto que asciende a cerca de USD 750.616 en equipos bajo 25 kW y USD 4.954,1 en la categoría superior, resultando en una cifra total de USD 755.570,1 y un 36,7% del gasto global. Sus montos más elevados se concentran en abril, septiembre y octubre.

En el tercer puesto figura España, con USD 272.383,8 invertidos en la categoría bajo 25 kW (no hay registros sobre 25 kW), lo que supone en torno al 13,2% del desembolso total. Este país exhibe un monto

significativo en marzo, abril y, especialmente, en junio, dejando entrever que el grueso de sus transacciones ocurre durante el primer semestre.

Argentina registra USD 26.660 en equipos bajo 25 kW y USD 953 en la categoría sobre 25 kW, alcanzando un total de USD 27.613, (cerca del 1,34% de la inversión), concentrando casi toda su actividad en julio.

Bosnia-Herzegovina aporta USD 7.040, en la categoría bajo 25 kW (alrededor del 0,34% del total), repartidos principalmente entre abril y junio. Turquía se limita a USD 4.197,9 en un único mes, representando apenas el 0,2% del total invertido.

**Cuadro 5.** Importaciones mensuales de estufas a pellets de madera según procedencia y potencia durante el año 2024 (Miles US\$ CIF)

| País                 | Tipo | E        | F            | M           | A            | M          | J            | J            | A          | S            | O            | N        | D           | Subtotal       | Total          |
|----------------------|------|----------|--------------|-------------|--------------|------------|--------------|--------------|------------|--------------|--------------|----------|-------------|----------------|----------------|
| China                | A    | -        | 309,4        | 3,0         | 3,6          | -          | -            | 14,9         | 3,1        | 66,7         | 483,1        | -        | 2,4         | 886,3          | <b>991,8</b>   |
|                      | B    | -        | -            | -           | 104,5        | 1,1        | -            | -            | -          | -            | -            | -        | -           | 105,6          |                |
| Italia               | A    | -        | 2,2          | -           | 274,3        | -          | 162,4        | 59,8         | -          | 113,6        | 130,2        | -        | 8,1         | 750,6          | <b>755,6</b>   |
|                      | B    | -        | -            | -           | -            | -          | -            | -            | 5,0        | -            | -            | -        | -           | 5,0            |                |
| España               | A    | -        | -            | 83,3        | 84,2         | -          | -            | -            | -          | -            | 104,9        | -        | -           | 272,4          | <b>272,4</b>   |
| Argentina            | A    | -        | -            | -           | -            | -          | -            | 26,6         | -          | -            | -            | -        | -           | 26,7           | <b>27,6</b>    |
|                      | B    | -        | -            | -           | -            | -          | -            | -            | 0,9        | -            | -            | -        | -           | 0,9            | <b>-</b>       |
| Bosnia y Herzegovina | A    | -        | -            | 1,1         | -            | -          | 5,9          | -            | -          | -            | -            | -        | -           | 7,0            | <b>7,0</b>     |
| Turquía              | A    | -        | -            | -           | -            | 4,2        | -            | -            | -          | -            | -            | -        | -           | 4,2            | <b>4,2</b>     |
| <b>Total</b>         |      | <b>0</b> | <b>311,6</b> | <b>87,5</b> | <b>466,6</b> | <b>5,3</b> | <b>168,3</b> | <b>101,3</b> | <b>9,0</b> | <b>180,3</b> | <b>718,2</b> | <b>0</b> | <b>10,6</b> | <b>2.058,7</b> | <b>2.058,7</b> |

Tipo: (A) Potencia Menor o igual a 25 kW; (B) Potencia mayor a 25 kW.

Se observa que China e Italia concentran cerca del 85% de la inversión durante el año 2024. España, con un 13%, se consolida como tercer proveedor, mientras que Argentina, Bosnia y Turquía mantienen participaciones menores. Las curvas mensuales muestran que, si bien China presenta importantes montos en febrero y octubre, Italia dispersa sus desembolsos en distintos meses del año. España focalizó la inversión en un período más concentrado (marzo-abril y junio). En contraste, Argentina, Bosnia y Turquía aparecen en forma esporádica.

Como antecedente se puede señalar que el año 2022 Italia fue el proveedor del mayor número de estufas a pellet, con el 48,06% de la inversión total y casi 3,6 millones de dólares; seguido de China quien representó el 46,34% de la inversión total y cerca de 3,5 millones de dólares. Ese año el resto de la inversión (cerca de 420 mil dólares), se originó desde Eslovenia, España, EEUU y Turquía.

## CONCLUSIONES

La importación de estufas a pellet se incrementó en forma significativa entre los años 2017 y 2019, motivado por la adopción de sistemas de calefacción más eficientes y planes de descontaminación atmosféricas fomentado por distintos ministerios. Después de 2019 el ingreso de equipos a pellet al país se redujo, probablemente por las restricciones derivadas de la situación de pandemia que afectó al país.

Entre 2017 y 2024 han ingresado 147.653 estufas a pellet al país. La mayor cantidad de importaciones se registró en 2019, y si bien también hubo una mayor inversión, esta no es tan notoria con respecto a la cantidad importada. Durante el año 2024, la cifra alcanzó los 5.038 equipos, el 90% de los cuales tienen una potencia menor o igual a 25 kW.



Los equipos ingresados entre 2007 y 2024 equivalen a un valor CIF de US\$ 60.183.039, alcanzando el año 2024 los US\$ 2.058.680, representando el 3% del total considerando el período desde el año 2017, siendo el año 2019 el de mayor valor alcanzando el 21% del total para el período considerado.

Respecto del año 2023, el valor de los equipos ingresados el año 2024 presenta un retroceso cercano al 24%, sin embargo, la cantidad de equipos ingresados fue similar en ambos años, con una diferencia el año 2024 del 1%. El año 2024 China (48%) e Italia (37%) fueron los principales abastecedores de los equipos que ingresaron al país, concentrando el 85% de la inversión realizada. Estos mismos países concentraron el 94% de la inversión el año 2022 y el 93% de los montos CIF el año 2021. El tercer país en relevancia, concentrando el 13% de la inversión es España, con actividad en los meses de abril, mayo y octubre. Argentina, Bosnia y Herzegovina y Turquía, presentan ventas esporádicas durante año 2024.

Los volúmenes de compra de equipos y los montos CIF relacionados, presentan sus mayores valores a comienzo de año y, en ocasiones, previo al inicio del invierno.

Las estufas bajo 25 kW concentran la mayoría de las unidades importadas y el grueso de la inversión, respondiendo a la mayor demanda residencial por este biocombustible.

El mercado de las estufas a pellet requiere, entre otros factores, de una estrategia del sector que permita la disponibilidad permanente en cantidad y calidad de este biocombustible.

## AGRADECIMIENTOS

Los autores agradecen a la Corporación de Fomento y de la Producción, CORFO, por el apoyo a la ejecución del programa “Plataforma de gestión para resguardar la sustentabilidad del pellet en la región del Biobío”, en cuyo marco se generó esta publicación.

## REFERENCIAS

**Ministerio de Energía (2022).** Agenda de Energía 2022 - 2026. Ministerio de Energía Gobierno de Chile. 128p.

**Ministerio de Energía. (2023).** Propuesta desde la mesa del pellet para el desarrollo del sector. Documento orientador. Ministerio de Energía Gobierno de Chile. 32 p.

**Pinilla, J., Luengo, K., Navarrete, M. & Navarrete, F. (2022).** Antecedentes de abastecimiento de biomasa con fines energéticos, el caso del pellet en Chile. Ciencia & Investigación Forestal, 28(2): 57-69. <https://doi.org/10.52904/0718-4646.2022.565>

**Pinilla, J., Luengo, K.; Navarrete, M.; Navarrete, F.; García, J. & Casanova, K. (2024).** Proyecto CORFO-INFOR Plataforma Pellet del Biobío: Propuesta de desarrollo para asegurar la calidad y sustentabilidad de la cadena de valor del Pellet en la región del Biobío. Instituto Forestal, Sede Biobío, Concepción. Resumen de proyecto.





## APUNTE

**Megaincendios y sus desafíos en Chile.**

Rolando Rodríguez Leiva<sup>1\*</sup>; Miguel Espinosa Bancalari<sup>1</sup>  & Eduardo Acuña Carmona<sup>1</sup>.

<sup>1</sup> Universidad de Concepción, Facultad de Ciencias Forestales. Concepción, Chile. [rorodrig@udec.cl](mailto:rorodrig@udec.cl); [mespinos@udec.cl](mailto:mespinos@udec.cl); [edacuna@udec.cl](mailto:edacuna@udec.cl)

DOI: <https://doi.org/10.52904/0718-4646.2025.636>

Recibido: 08.07.2025; Aceptado: 18.08.2025.

**RESUMEN**

Se analiza el fenómeno de los megaincendios que han ocurrido en Chile. Se examinan los factores ambientales relevantes, como sequías y vientos además de factores sociales, que explican el megaincendio. Se propone que la capacidad de gestionar con mayor posibilidad de éxito la prevención y la supresión de los incendios forestales, es con una mejor utilización y comprensión de la física de los incendios y el uso inteligente de modelos físicos-matemáticos, por lo cual la docencia y la investigación forestal deben ser orientadas a los nuevos contextos climáticos y sociales.

**Palabras clave:** megaincendios, factores que inciden en los megaincendios, regímenes de incendios, zonas de seguridad

**SUMMARY**

The phenomenon of megafires that have occurred in Chile is analyzed. Relevant environmental factors, such as drought and wind as well as social factors, that explain the megafires are examined. It is proposed that the ability to manage the prevention and suppression of forest fires with a greater chance of success is a better use and understanding of the physics of fires and the intelligent use of physical-mathematical models, so that forestry teaching and research should be oriented to the new climatic and social contexts.

**Key words:** megafires, factors that affect megafires, fires regimes, safety zones.

**INTRODUCCIÓN**

En las últimas décadas Chile ha experimentado un crecimiento sostenido de los niveles de riesgo de desastres por incendios forestales, que han provocado importantes pérdidas de vidas humanas, bienes materiales, infraestructura productiva y daño ambiental. La reciente legislación forestal ha determinado que sea el Servicio Nacional Forestal (SERNAFOR), el que debe coordinar y ejecutar la prevención, mitigación, protección y respuesta contra los incendios forestales. Está en discusión en el Parlamento la Ley de Incendios Forestales, que incluye además medidas de represión de la ocurrencia por negligencia e intencionalidad. Por otra parte, no es posible soslayar que las más de tres millones de ha de suelos con uso de plantaciones forestales existentes en el país (INFOR, 2024) seguirán teniendo importancia económica, social y ambiental. Es de esperar también que seguirá aumentando la superficie de plantaciones en suelos erosionados y que será necesario preservar, conservar, restaurar y manejar las más de 14 millones de ha de bosque nativo en tierras públicas y privadas, las que deben ser protegidas de los incendios forestales. Además, las características climáticas futuras prevén periodos extensos de sequías con inundaciones periódicas y fenómenos de vientos de alta turbulencia en la época estival. Estas condiciones predicen que a futuro ocurrirán muchas temporadas de incendios catastróficos o megaincendios, por lo que aumentará la preocupación por proteger las áreas urbanas identificadas con riesgo de incendios forestales, los bienes y las vidas de sus ciudadanos y el patrimonio que tiene el país



en sus bosques y su biodiversidad. Las políticas y la nueva institucionalidad, requiere del aporte de la ciencia y de la preparación idónea de los profesionales que deben enfrentar estos nuevos desafíos.

## POLÍTICA E INSTITUCIONALIDAD PARA ENFRENTAR LOS INCENDIOS FORESTALES

En muchos países europeos y los Estados Unidos, el incendio forestal era considerado desde milenios como un fenómeno medioambiental natural, relacionado con la regeneración y dinámica de los ecosistemas. Tanto era este convencimiento, que el conocido ambientalista americano Leopold (1949) sostenía que los incendios forestales eran beneficiosos para los ecosistemas y necesarios para la propagación natural de numerosas especies de árboles y plantas. Por ello no se combatían los incendios, se les dejaba propagarse como quemaduras naturales prescritas. Situación que se rompe abruptamente con los incendios catastróficos del Parque Nacional Yellowstone en Estados Unidos en 1988 (Schullery, 1989). Como consecuencia, se abandona la política de la quema prescrita y en la actualidad en este país y en Europa, la gestión de incendios forestales está orientada en primer término a la seguridad de los combatientes y de la comunidad, pero incorporando el rol de los incendios forestales como proceso ecológico esencial (Philpot *et al.*, 1995).

En Chile, los incendios forestales jugaron un rol importante en la historia del establecimiento de la vegetación. Moreno-González *et al.* (2021) reconstruyeron durante el holoceno la historia de la vegetación y los incendios forestales del ecotono bosque-estepa, durante los últimos 9.000 años. Antes de los 4.500 años AP<sup>1</sup>, la vegetación esteparia dominaba el paisaje. Sin embargo, después de los 4.500 años sugiere que la estepa fue reemplazada gradualmente por matorrales y bosques en los últimos 2.500 años AP. En este período se registraron 20 incendios de baja magnitud, los que fueron más frecuentes entre los 6.000 y los 2.500 años AP. Los cambios en la composición de la vegetación estuvieron parcialmente relacionados con los cambios en la frecuencia de los incendios, mientras que la intensidad de los eventos de incendios no tuvo influencia en la composición de la vegetación (Moreno-González *et al.*, 2021).

El fuego ha sido utilizado a lo largo de la historia de Chile a partir de la llegada de los colonizadores europeos, como una herramienta para despejar bosques para establecer praderas y campos agrícolas (Camus, 2006) y también en la guerra de Arauco como táctica de combate (Elizalde, 1970). La primera medida legal de uso del fuego fue muy contradictoria; el Decreto Supremo de la Ley de Bosques de 1931 prohibía el uso del fuego como método de explotación de bosques, pero autorizaba su uso en la habilitación de suelos para la agricultura. Solo a partir del año 1964 se inicia el registro y sistematización de la información sobre la ocurrencia y superficie quemada de incendios por Carabineros de Chile. Posteriormente, desde 1967 la función de prevención y combate de incendios Forestales queda radicada en el Servicio Agrícola y Ganadero, y a partir de 1974 en la Corporación Nacional Forestal, en su Programa de Protección Contra Incendios Forestales (Haltenhoff, 2010). En la década de 1980, comienzan los incendios simultáneos y catastróficos, por lo cual se incrementan sustancialmente los gastos para su prevención y supresión. En consecuencia, se promueve la política de las responsabilidades compartidas: el sector privado debe colaborar con el Estado en la prevención y supresión de los incendios forestales, política que se conserva hasta la actualidad.

Los incendios forestales poseen una serie de atributos dentro de un periodo histórico determinado, cuyas características es necesario conocer para comprender su funcionamiento. Los atributos que describen el régimen de incendios están definidos por la frecuencia, el tamaño, la intensidad (tasa de energía o calor por unidad de tiempo, por unidad de longitud del frente de incendio en kW/m), la estacionalidad, el tipo y la severidad de estos (Flannigan *et al.*, 2013). Sin embargo, no es hasta 2017 que se verifica en Chile lo que en diversos países de Europa y en Estados Unidos se denomina como megaincendios. El régimen del mega incendio se caracteriza por posicionarse en el umbral de factibilidad de su control (intensidad de la línea de fuego 100.000 kW m<sup>-1</sup>; velocidad de propagación > 50 m min<sup>-1</sup>; distancia de pavesas mayor a 2 kilómetros de forma pasiva y valores de tasa de crecimiento extremo (superficie por hora, ha/h). Su comportamiento es impredecible usando modelos operativos, con momentos de comportamiento del fuego

<sup>1</sup> AP: Antes del Presente. Por convención se refiere a la cantidad de años antes de 1950.

observados que superan ampliamente lo esperado, desbordando la capacidad de toma de decisiones de una emergencia (Tedim *et al.*, 2018).

## FACTORES RELEVANTES QUE EXPLICARÍAN LOS MEGAINCENDIOS

El problema de los megaincendios, es un tema de suyo complejo. Algunos factores esenciales que los favorecen son sequías y vientos, además de factores sociales como la expansión urbana y la localización de viviendas en áreas inadecuadas, entre otras características físicas y topográficas del terreno (exposición y pendiente).

### Efecto de las Sequías

Según Garreaud *et al.* (2019), Chile central ha experimentado una secuencia ininterrumpida de años secos desde 2010 hasta el 2023, con déficits pluviométricos medios de 20-40%, constituyéndose en el evento de sequía más largo registrado y con pocos análogos en los últimos milenios en Chile. La sequía tiene dos efectos con relación al combustible de los incendios: sequedad e inflamabilidad.

- *Sequedad del combustible.*

La sequedad del combustible es el factor que más influye en la severidad de los incendios (Wang *et al.*, 2025). Por ejemplo, en el mega incendio de 2017 ocurrido en las Regiones del Maule y Biobío, el contenido de humedad del combustible fino varió entre 2,5 y 4,2% (CONAF, 2017).

- *Inflamabilidad de las plantas leñosas.*

La teoría clásica que explica la distribución de los carbohidratos producidos en la fotosíntesis es el principio de prioridad, según el cual un árbol asigna la biomasa siguiendo un sistema jerárquico de localización. El orden habitual es: (i) formación de tejido fotosintético (brotes, follaje y raíces nuevas), (ii) desarrollo de raíces finas y follaje, (iii) floración y producción de semillas, y (iv) extensión del crecimiento de ramas, tallo y raíces (Waring, 1987). Si aún quedan carbohidratos disponibles, se destinan al crecimiento en diámetro y a la síntesis de compuestos defensivos (Waring, 1987; Rodríguez *et al.*, 2003). No obstante, en condiciones de estrés, los árboles modifican este orden para favorecer la supervivencia. Así, durante sequías prolongadas, priorizan la asignación de carbohidratos al desarrollo de raíces finas, con el fin de explorar el agua del suelo y acceder a aguas subterráneas. De igual forma, incrementan la producción de compuestos defensivos, fundamentales para protegerse contra insectos y plagas (Waring, 1987; Rodríguez *et al.*, 2003).

Urrutia *et al.* (2023) muestran que los bosques de la región mediterránea de Chile, especialmente de *Nothofagus obliqua*, podrían ser capaces de mantener tasas de crecimiento radial y aclimatarse activamente a sequías persistentes aprovechando fuentes de agua más profundas (subterráneas). Sin embargo, cuando las plantas leñosas están establecidas sobre acuíferos confinados, la prioridad en la asignación de fotosintatos son los compuestos defensivos o fitoquímicos, que se concentran en las hojas o acículas. Al respecto, una reciente investigación de Guerrero *et al.* (2024) sobre la relación entre muchos rasgos químicos de las hojas y la inflamabilidad de las plantas, cuantificó un total de 118 compuestos químicos volátiles, en que los terpenos, las cetonas y los hidrocarburos constituyen el 75% de estos compuestos y cada especie presentó una fitoquímica única. Según el perfil fitoquímico se observaron diferentes grupos o tipos de inflamabilidad, en que *Lithraea caustica* y *Quillaja saponaria* fueron las especies menos inflamables, por su baja frecuencia de ignición, largo tiempo de flameo, corta duración de la llama y altos valores del punto de inflamación. Asimismo, tanto las especies nativas *Cryptocarya alba* y *Citronella mucronata* como las exóticas *Acacia melanoxylon* y *Eucalyptus globulus* fueron altamente inflamables, atribuible a su alta frecuencia de ignición, corto tiempo hasta la llama, valores de duración de la llama de medios a altos y valores de punto de inflamación de bajos a medios. Las especies *Pinus radiata* y *Persea lingue* mostraron valores intermedios de inflamabilidad para casi todas las variables analizadas, por lo que se pueden considerar especies con una inflamabilidad moderada (Guerrero *et al.*, 2024). De este estudio se desprende la compleja interacción entre una amplia gama de compuestos químicos y la

inflamabilidad, cuyo conocimiento puede ser un aporte al desarrollo de estrategias eficaces en la prevención y supresión de incendios.

### Vientos Foehn

El viento Foehn se produce cuando un flujo de aire desciende desde la cordillera, lo que produce la compresión de la masa de aire y su calentamiento adiabático a sotavento de la cadena montañosa, acompañado de un fuerte secamiento de la masa de aire por la elevación de temperatura y el efecto de la retención de humedad a barlovento de esta. Generalmente son denominados por nombres vernáculos. Así, en California se les denomina “Santa Ana”, “Aspre” en Francia, “Zonda” en Argentina” y “Puelche” en Chile (Inzunza, 2009). En Chile el viento Puelche tiene efectos en el lado del sotavento, donde puede elevar sustancialmente la temperatura y reducir la humedad relativa del aire en solo horas. Este viento, normalmente en fuertes ráfagas, se conjuga con situaciones de baja nubosidad, alta radiación solar, alta evaporación y secamiento del combustible, lo que explica el drástico incremento en el riesgo de ocurrencia y severidad de incendios. Por tanto, el viento Puelche al aumentar la temperatura incrementa la velocidad de propagación del incendio. A su vez, genera condiciones de turbulencia de viento cálido, por lo cual las llamas y las pavesas se distribuyen en una forma absolutamente aleatoria, con distancias de hasta 2 km, haciendo muy problemática la gestión de supresión (Inzunza, 2009). Las condiciones de turbulencia del viento provocan también fallos en los tendidos eléctricos en las zonas urbanas o de interfase. Claros ejemplos de ello lo constituyen los incendios de las temporadas 1985-2009 en la Región del Biobío, que obligó a la CONAF Biobío a crear una Mesa Técnica con Empresas Eléctricas (Rodríguez, 2011); más recientemente, el mega incendio que asoló el área metropolitana de Los Ángeles y el condado de San Diego, California, Estados Unidos, en enero de 2025 (Penn, 2025).

### Factores Sociales

En los últimos 30 años se ha producido en Chile un aumento demográfico exponencial, que ha derivado en la extensión de la superficie urbana hacia zonas de uso agrícola, como respuesta a la demanda de suelo para la localización de proyectos habitacionales, actividades comerciales y servicios. Se ha incrementado en un 90% la cantidad de viviendas en los últimos 8 años, mientras que la población podría incrementarse al menos un 36% en un futuro cercano (MINVU, 2024). Los cambios de uso del suelo por expansión urbana se han duplicado en la zona central del país, pasando de 132 mil ha a 227 mil ha. El crecimiento demográfico en áreas de interfaz urbano-rural es significativo, aumentando la presión sobre los ecosistemas naturales y las plantaciones. Los nuevos escenarios de riesgo de desastres ante la amenaza de incendios forestales y problemas asociados a la planificación territorial, ha llevado a la CONAF a identificar diferentes niveles de riesgo por incendios forestales entre las Regiones de Valparaíso y Los Lagos, que comprende 285 áreas urbanas principales, 918 áreas urbanas secundarias, 264 aldeas, 2.284 manzanas y 1.098.718 de casas rurales aisladas. De las 730.000 ha aproximadamente que comprenden las zonas de interfaz identificadas, la condición de riesgo alcanza el 78%, las que se encuentran bajo Riesgo Alto y Muy Alto (CONAF, 2021).

## LAS BASES FÍSICAS DEL INCENDIO FORESTAL Y SU USO POTENCIAL EN LA PREVENCIÓN Y SUPRESIÓN DE INCENDIOS FORESTALES

En todos los incendios forestales, grandes o pequeños, hojas, hierbas, arbustos y material leñoso, se combinan con el oxígeno del aire para formar productos de combustión ( $\text{CO}_2$  y vapor de agua), liberando calor que es una forma de radiación termal. Los comportamientos de la combustión en los incendios forestales de alta intensidad se derivan de la interacción de la combustión con la transferencia de radiación termal y el flujo atmosférico en condiciones complicadas de carga y sequedad del combustible, meteorología y topografía (Liu *et al.*, 2021). La energía termal liberada es el producto de combustión más importante en el comportamiento del fuego, por sus efectos ambientales, ecológicos y sociales.

La transferencia de energía termal en un incendio forestal utiliza dos vías: convección o radiación. La convección, con alguna ayuda de la radiación, es el principal medio de transferencia de energía termal desde los estratos inferiores de vegetación a las copas (Liu *et al.*, 2021). Debido a que la llama que irradia

un incendio forestal es generalmente gruesa, se considera un incendio forestal como un cuerpo negro, debido a que absorbe la radiación solar y la convierte en energía termal, aumentando la temperatura de las llamas y de la vegetación (Butler *et al.*, 2004).

Un incendio forestal emite radiación termal, una forma de energía electromagnética a temperaturas superiores al cero absoluto (-273 °K). La energía termal se produce debido a la vibración y movimientos de las partículas que componen el combustible. Se caracteriza por tener una longitud de onda que depende de la temperatura, por lo cual se emite en las longitudes de onda infrarroja del espectro electromagnético (0,79  $\mu\text{m}$ ) visible (0,4 a 0,78  $\mu\text{m}$ ) y ultravioleta (0,1 y 0,4  $\mu\text{m}$ ) (Morvan, 2011). Esta distribución espectral de un incendio forestal se aproxima a la del cuerpo negro, porque la temperatura efectiva puede ser muy alta, en el orden de los 1.200 °K, similar a un cuerpo negro perfecto (Boulet *et al.*, 2011). Un incendio forestal no alcanza el comportamiento de un cuerpo negro perfecto (emite toda la energía que absorbe), sino que se considera un cuerpo negro no perfecto (emite parte de la energía que absorbe), en que una fracción de la energía emitida se refleja o transmite por las llamas, variando entre 0,41 a 0,74 para llamas de 1 a 4 m de longitud (Butler *et al.*, 2004).

En física, la relación entre la cantidad de radiación que se detecta desde una fuente, y la cantidad de radiación que se emitiría si la fuente estuviera en una posición ideal, se denomina factor vista; es decir, la transferencia de radiación sin obstáculos ni absorción de energía termal (Modest, 2003). En Ingeniería el factor vista es comúnmente utilizado para diseñar sistemas de detección de radiación y corregir la cantidad de radiación que se detecta en diferentes aplicaciones (Modest, 2003). Actualmente la utilización de la física por la ciencia forestal es la base del estudio de la transferencia de calor en los incendios forestales y del factor vista. Las leyes básicas involucradas son: la ley de Planck, que indica la cantidad de energía electromagnética radiada por un cuerpo negro para diferentes longitudes de onda en equilibrio térmico, y la ley de desplazamiento de Wien. La ley de Planck fue un intento de mejorar una expresión propuesta por Wilhelm Wien, que ajustaba a los datos experimentales a longitudes de onda larga, pero se desviaba de ellos a longitudes de onda cortas (Marr & Wilkin, 2012). La Ley de Stefan-Boltzmann, es el resultado de integrar la ley de Planck a través de toda su longitud de onda y en todas las direcciones, obteniendo una expresión para la tasa de emisión total de energía radiante de un cuerpo negro perfecto (Butler *et al.*, 2004):

$$E_b = \int_0^{\infty} \pi i'_{\lambda b}(\lambda) d\lambda = \delta T^4 \quad [1]$$

Donde:

$E_b$ : energía radiante (Watt m<sup>-2</sup>),

$\pi i'_{\lambda b}(\lambda)$ : intensidad de la energía radiante de un cuerpo negro para un pequeño intervalo  $d\lambda$  de todas las longitudes de onda,

$\delta$ : constante de Boltzmann (5,6696  $\times 10^{-8}$  W m<sup>-2</sup> K<sup>-4</sup>)

$T$ : temperatura (°K).

Por ello, la investigación de la ciencia forestal se ha concentrado en el comportamiento de la temperatura y la emisividad en incendios forestales. Por ejemplo, Butler *et al.* (2004) relacionaron la Ley de Stefan-Boltzmann con mediciones temporales y espaciales del flujo de energía radiante y las temperaturas del aire o de los gases en incendios de copas a escala real, provocados por la turbulencia del viento, en bosques de *Pinus* y *Picea* de 13 m de altura. Los datos indican que en este tipo de incendios los niveles máximos de flujo de energía radiante y las temperaturas máximas pueden alcanzar 290 kW m<sup>-2</sup> y 1.330 °C, respectivamente. En el momento de la llegada del frente de llamas a un punto específico, las temperaturas del aire muestran tasas de cambio de temperatura de hasta 700 °C s<sup>-1</sup> en la parte superior de la cubierta forestal. La tasa de mayor velocidad de calentamiento se produce a 3,1 m del suelo y es de 30 °C s<sup>-1</sup> (Butler *et al.*, 2004). Pareciera que los megaincendios desarrollan su propio microclima.

Los avances en la investigación sobre la física de los incendios forestales llevadas a cabo por el Servicio Forestal de los Estados Unidos, entidades europeas y el CSIRO de Australia, se han constituido en la base científica para el desarrollo de la silvicultura preventiva y la mejora en las operaciones de supresión. Estas incluyen:



## Mitigación para la Vida y la Seguridad de las Personas e Infraestructura Asociada por la Energía Termal

La energía termal representa el mayor peligro para las personas y los animales en los incendios de interfase o urbanos. Las personas y los animales pueden huir de un frente de llamas que se aproxima y las brasas pueden producir quemaduras locales, pero el calor radiante se proyecta más allá del frente de llamas. Por ello, el Servicio Forestal de los Estados Unidos, Australia, Europa y Chile, utilizan el término «espacio defendible», para describir la zona de vegetación que debe manejarse o eliminarse, para proteger estructuras o personas en una zona urbana o de interfase (Butler & Cohen, 1998). Los expertos de CONAF determinan los espacios defendibles en Chile. Estos espacios pueden estimarse utilizando un modelo que permite calcular el flujo de calor radiante (RHF) que incide sobre un objeto, a partir de la energía emitida por el frente de incendio y que no es absorbida por la atmósfera. Para ello, por ejemplo, puede utilizarse el modelo australiano que relaciona la Ley de Stefan-Boltzmann y el Factor Vista para estimar el flujo de energía termal (Tan *et al.*, 2005):

$$RHF = \tau * \emptyset * \varepsilon * \sigma * T^4 \quad [2]$$

Donde:

RHF: flujo de energía termal (kW m<sup>-2</sup>),

$\tau$  : transmisividad atmosférica,

$\emptyset$  : parámetro del factor vista, que se utiliza para definir los efectos de la orientación en la transferencia de calor por radiación entre dos superficies y que considera el grado de inclinación de la llama.

El factor vista se estima sobre la base de la longitud de la llama (m), ancho de la llama (m), elevación del receptor (m) -que por defecto es el nivel opuesto al centro de la llama-, el ángulo de la llama (grados), la pendiente entre la vegetación, la estructura (grados) y distancia de separación (m) y  $T$  la temperatura (°K). Estos datos generalmente se obtienen de los modelos de combustibles (Tan *et al.*, 2005). A partir de este modelo u otros, puede estimarse la distancia mínima entre la vegetación potencial a quemarse y la vivienda o poblados que definen la zona de seguridad.

En Chile, Castillo *et al.* (2022) utilizaron el RHF para estimar los espacios seguros en áreas de interfase urbano rural en la zona mediterránea de Chile central.

### Determinación de la Zona de Seguridad en las Operaciones de Supresión

Las zonas de seguridad son una componente primordial para proteger a los combatientes de los incendios forestales, especialmente durante la construcción de cortafuegos. Pueden utilizarse modelos físicos de transferencia de calor y factor vista, para estimar la distancia que asegure que los brigadistas no serán afectados por la radiación termal, para mejorar así su seguridad. Una aproximación es el modelo desarrollado por Samper (2022) en la Comunidad Valenciana, España, para el diseño de áreas cortafuego según las distancias de separación segura en función de la radiación emitida por el combustible.

### Desarrollo de Modelos de Simulación de Comportamiento del Fuego

Los modelos de simulación son necesarios para facilitar la toma de decisiones a los servicios forestales, ya que se requiere una estimación precisa del comportamiento de un incendio en particular, que permita analizar su impacto y riesgos potenciales. La investigación aplicada y la tecnología han mejorado conjuntamente la aplicación de modelos de incendios y la toma de decisiones operativas (Cardil *et al.*, 2021). En Chile el modelo Kitral, desarrollado por Castillo *et al.* (2017), se aplicó y validó en la Provincia de Valparaíso, cubriendo una superficie de 170.000 hectáreas.



## CONCLUSIONES

La capacidad de gestionar con éxito la prevención y la supresión de los incendios forestales será mayor mediante una mejor utilización y comprensión de la física de los incendios y el uso inteligente de modelos físicos-matemáticos. Existe suficiente información y experiencia acumulada para aplicar medidas de prevención y control fundada en antecedentes validados, contribuyendo así con los organismos que la sociedad ha encomendado para proteger la vida de los ciudadanos y el desarrollo forestal de Chile. En este sentido, la docencia y la investigación necesariamente deben estar en línea con los nuevos desafíos.

## REFERENCIAS

- Boulet, P., Parent, G., Acem, Z., Kaiss, A., Billaud, Y., Porterie, B., Pizzo, Y. *et al.* (2011). Experimental investigation of radiation emitted by optically thin to optically thick wildland flames. *Journal of Combustion*, 2011: 1-8. <https://doi.org/10.1155/2011/137437>
- Butler, B.W. & Cohen, J.D. (1998). Firefighter safety zones: A theoretical model based on radiative heating. *International Journal of Wildland Fire*, 8(2): 73-77. <https://doi.org/10.1071/WF9980073>
- Butler, B.W., Cohen, J., Latham, J.D., Schuette, R.D., Sopko, P., Shannon, K.S., Jimenez, D. *et al.* (2004). Measurements of radiant emissive power and temperatures in crown fires. *Canadian Journal of Forest Research*, 34(8): 1577-1587. <https://doi.org/10.1139/x04-060>
- Camus, P. (2006). Ambiente, bosques y gestión forestal en Chile 1541-2005. Centro de Investigaciones Barros Arana. Lom Ediciones. Santiago, Chile. 374 p.
- Cardil, A., Monedero, S., Schag, G., de Miguel, S., Tapia, M., Stoof, C.R., Silva, C. *et al.* (2021). Fire behavior modeling for operational decision-making. *Current Opinion in Environmental Science and Health*, N° 23. Pp: 1-7. <https://doi.org/10.1016/j.coesh.2021.100291>
- Castillo, M.E., Molina, J.R., Silva, F.R., García, P. & Garfías, R. (2017). A system to evaluate fire impacts from simulated fire behavior in mediterranean areas of central Chile. *Science of the Total Environment*, N° 579. Pp: 1410-1418. <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.11.139>
- Castillo, M.E., Molina, J.R., Bonilla, S. & Moreno, R.A. (2022). Calculating minimum safety distance against wildfires at the wildland-urban interface in Chile and Spain. *Heliyon*, 8(11): 1-13. <https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2022.e11238>
- CONAF (Corporación Nacional Forestal). (2017). Descripción y efectos tormenta de fuego 18 de enero a 5 de febrero 2017 en región de O'Higgins, El Maule y Bío-Bío. Consultado 12 de febrero 2025. En: <https://es.scribd.com/document/385156651/Descripcion-y-Efectos-Tormenta-de-Fuego-18-Enero-Al-5-Febrero-2017>
- CONAF (Corporación Nacional Forestal). 2021. Protección contra incendios forestales. Informe de detalle a la Dirección de Presupuesto. Santiago, Chile. 13 p.
- Elizalde, R. (1970). La sobrevivencia de Chile. La conservación de sus recursos naturales renovables. 2da ed. Ministerio de Agricultura, Servicio Agrícola y Ganadero. Santiago, Chile. 492 p.
- Flannigan, M., Cantin, A.S., Groot, W.J.D., Wotton, M., Newbery, A. & Gowman, L.M. (2013). Global wildland fire season severity in the 21st century. *Forest Ecology and Management* Vol. 294. Pp: 54-61. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2012.10.022>
- Garreaud, D.R., Alvarez, C., Barichivich, J., Boisier, J.P., Christie, D., Galleguillos, M., LeQuesne, C. *et al.* (2019). The 2010–2015 megadrought in central Chile: impacts on regional hydroclimate and vegetation. *Hydrology and Earth System Sciences*, 21(12): 6307-6327. <https://doi.org/10.5194/hess-21-6307-2017>
- Guerrero, F., Espinoza, L., Carmona, C., Blackhall, M., Quintero, C., Ocampo-Zuleta, K., Paula, S. *et al.* (2024). Unraveling the chemistry of plant flammability: Exploring the role of volatile secondary metabolites beyond terpenes. *Forest Ecology and Management*, 572: 122269. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2024.122269>



- Haltenhoff, H. (2010).** Los grandes incendios forestales en Chile 1985-2009. CONAF. Documento de Trabajo 539. Santiago, Chile. 78 p.
- INFOR (Instituto Forestal). (2024).** Anuario Forestal 2024. Boletín Estadístico N° 199. Santiago. 290 p. En: <https://wef.infor.cl/index.php/publicaciones/boletines-estadisticos/anuario-forestal>
- Inzunza, J.C. (2009).** Relación entre el viento Puelche y la ocurrencia de incendios forestales en la Región del Bío Bío, Chile. Ingeniería y Ciencia, 5(10): 33-48. <http://www.redalyc.org/articulo.oa?id=83512335002>
- Leopold, A. (1949).** A sand county almanac: and sketches here and there. Oxford University Press. 240 p.
- Liu, N., Lei, J., Gao, W., Chen, H. & Xie, X. (2021).** Combustion dynamics of large-scale wildfires. Proceedings of the Combustion Institute, 38(1): 157-198. <https://doi.org/10.1016/j.proci.2020.11.006>
- Marr, J., Wilkin, F.P. 2012.** A better presentation of Planck's radiation law. American Journal of Physics, 80(5): 399-405. <https://doi.org/10.1119/1.3696974>
- MINVU (Ministerio de Vivienda y Urbanismo). (2024).** Avances y desafíos en el acceso a las viviendas adecuadas, barrios informales y asentamientos improvisados en Chile. Análisis del indicador ODS 11.1.1 Casen 2022. Centro de Estudios de Ciudad y Territorio. Santiago, Chile. 36 p.
- Modest, M.F. (2003).** Radiative heat transfer. Second Edition. Academic Press. San Diego, California. 822 p.
- Moreno-Gonzalez, R., Giesecke, T. & Fontana, S.L. (2021).** Fire and vegetation dynamics of endangered *Araucaria araucana* communities in the forest-steppe ecotone of northern Patagonia. Palaeogeography, Palaeoclimatology, Palaeoecology, 567 (110276). <https://doi.org/10.1016/j.palaeo.2021.110276>
- Morvan, D. (2011).** Physical phenomena and length scales governing the behaviour of wildfires: A case for physical modelling. Fire Technology, 47: 437-460. <https://doi.org/10.1007/s10694-010-0160-2>
- Penn, I. (Jan 10). (2025).** Los Angeles utilities' decisions to keep power on are scrutinized. The New York Times. <https://www.nytimes.com/2025/01/10/us/california-fires-la-power.html>
- Philpot, C., C.Schechter, Bartuska, A., Beartusk, K., Bosworth, D., Coloff, S., Douglas, J. et al. (1995).** Federal wildland fire management policy and program review. Final Report. U.S. Department of the interior, U.S. Department of Agriculture. Boise, Idaho. 78 p
- Rodríguez, R., Espinosa, M., Hofmann, G. & Marchant, M. (2003).** Needle mass, fine root and stem wood production in response to silvicultural treatment, tree size and competitive status in radiata pine stands. Forest Ecology and Management, 186(1-3): 287-296. [https://doi.org/10.1016/S0378-1127\(03\)00300-1](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(03)00300-1)
- Rodríguez, R. (2011).** Modelación del comportamiento del fuego y optimización de recursos para el combate de incendios forestales simultáneos y/o catastróficos en la Región del Biobío. CONAF, Unidad de Estudios. Concepción, Chile. 18 p.
- Samper, D. (2022).** Diseño de áreas cortafuego según las distancias de separación segura en función de la radiación emitida por el combustible existente. In 8° Congreso Forestal Español. La ciencia forestal y su contribución a los objetivos de desarrollo sostenible. Sociedad Española de Ciencias Forestales. 27 de junio al 1 de julio de 2022. Cataluña, España. 22 p.
- Schullery, P. (1989).** Yellowstone fires: a preliminary report. Northwest Science, 63: Pp: 44-54. <https://hdl.handle.net/2376/1686>
- Tan, Z., Midgley, S. & Douglas, G. (2005).** A computerized model for bushfire attack assessment and its applications in bushfire protection planning. In 16 Congress of the Modeling and Simulation, Society of Australia and New Zealand (MODSIM 05), 12-15 December 2005, Melbourne, Australia. p. 538-545.
- Tedim, F., Leone, V., Amraoui, M., Bouillon, C., Coughlan, M.R., Delogu, G.M., Fernandes, P.M. et al. (2018).** Defining extreme wildfire events: difficulties, challenges, and impacts. Fire, 1(1): 9. <https://doi.org/10.3390/fire1010009>

- Urrutia-Jalabert, R., Barichivich, J., Szejner, P., Rozas, V. & Lara, A. (2023). Ecophysiological responses of *Nothofagus obliqua* forests to recent climate drying across the Mediterranean-Temperate biome transition in south-central Chile. *Journal of Geophysical Research: Biogeosciences*, 128(4): 1-18.  
<https://doi.org/10.1029/2022JG007293>
- Wang, W., Wang, X., Flannigan, M.D., Guindon, L., Swystun, T., Castellanos-Acuna, D., We, W. *et al.* (2025). Canadian forests are more conducive to high-severity fires in recent decades. *Science*, 387(6729): 91-97.  
<https://doi.org/10.1126/science.ado1006>
- Waring, R.H. 1987. Characteristics of trees predisposed to die. *BioScience*, 37(8): 569-574.  
<https://doi.org/10.2307/1310667>





## APUNTE

## Los bosques de ñire de la Patagonia Chilena: opciones para la agregación de valor maderero.

Jaime Salinas Sanhueza<sup>1</sup> & Bernardo Acuña Aroca<sup>1</sup>

<sup>1</sup> Instituto Forestal, Sede Patagonia. Coyhaique, Chile. [jsalinas@infor.cl](mailto:jsalinas@infor.cl); [bacuna@infor.cl](mailto:bacuna@infor.cl)

DOI: <https://doi.org/10.52904/0718-4646.2025.642>

Recibido: 15.07.2025; Aceptado: 22.08.2025.

### RESUMEN

En la región de Aysén, los bosques de ñire (*Nothofagus antarctica*) representan un poco más de 130 mil ha, con presencia en la mayoría de las comunas a excepción de la comuna de Guaitecas. Son mayormente bosques de baja altura, principalmente monoespecíficos, denominados ñirantales, aunque pueden compartir hábitat con otras especies forestales, como lenga (*N. pumilio*) o coihue (*N. dombeyi*). En el área de distribución natural, los ñirantales conviven con la ganadería, utilizando zonas de resguardo de ovinos o bovinos. Además, existe alta presión por la obtención de leña, donde un porcentaje importante de la que se consume anualmente en Aysén, proviene de estos bosques. Debido a su forma de crecimiento y sanidad, el uso maderero de esta especie ha sido poco estudiado y valorado, sin embargo, existen opciones de uso de ñire mediante maderas cortas que permitan la generación de productos de mayor valor. Este trabajo hace una revisión sobre la clasificación de ñirantales en relación a su valor maderero y posibles opciones para agregar valor a su madera.

**Palabras clave:** Clasificación, bosques, madera.

### SUMMARY

In the Aysén region, ñire (*Nothofagus antarctica*) forests represent just over 130,000 hectares, present in most communes except Guaitecas. These forests are mostly low-altitude, primarily monospecific, called ñirantales, although they may share habitat with other forest species, such as lenga (*N. pumilio*) or coihue (*N. dombeyi*). In their natural range, ñirantales coexist with livestock farming, utilizing shelter areas for sheep or cattle. Furthermore, there is significant pressure to obtain firewood, with a significant percentage of the firewood consumed annually in Aysén coming from these forests. Due to its growth pattern and health, the timber use of this species has been little studied and appreciated; however, there are options for using ñire through short woods that allow for the production of higher-value products. This paper reviews the classification of ñirantales in relation to their timber value and possible uses to add value to their wood.

**Key words:** Classification, forests, wood

## INTRODUCCIÓN

El ñire (*Nothofagus antarctica*) es una especie endémica de los bosques templados lluviosos o subantárticos de Chile y Argentina, y presenta el rango de distribución más amplio de los *Nothofagus* sudamericanos (Salinas *et al.*, 2016). Se caracteriza por su gran plasticidad, adaptándose a una gran variedad de condiciones ambientales y ocupando diferentes sitios, lo que determina su amplia distribución (Peri & Ormaechea, 2013). En Chile abarca 506.483 ha, desde la precordillera andina de la Región del Maule hasta el Cabo Hornos, concentrándose el 26% de esa superficie (131.593 ha) en la región de Aysén (CONAF, 2012; Salinas *et al.*, 2014).



El uso histórico de los bosques de ñire se relaciona con disturbios naturales y antrópicos que modelaron el paisaje y la estructura de estos bosques. Su uso maderero está relegado principalmente a la leña, no existe agregación de valor y nuevos nichos potenciales de mercado. El presente trabajo correspondiente la Línea de Investigación de Recuperación y Manejo Ecosistémico de Recursos Forestales Nativos, desarrollada por INFOR, y que tiene por objetivo estudiar el potencial aprovechamiento maderero y la agregación de valor a los productos obtenidos de las intervenciones silvícolas.

## LA ESPECIE

El ñire (*Nothofagus antarctica* (G. Foster) Oerst.) es una especie nativa, monoica, que crece entre los 36° y los 56° latitud sur (Donoso, 2006). Posee una gran amplitud ecológica, adaptándose a una gran variedad de condiciones ambientales extremas, que lo hace presentar variaciones fenotípicas marcadas, presentándose como árbol de hasta 23 m de altura (Salinas et al., 2015), árbol de baja altura (Peri et al., 2009) e incluso como arbusto achaparrado (Donoso, 1974).

En la Región de Aysén forma bosques puros, generalmente de un estrato, denominados ñirantales. También es común verlo asociado con lenga (*Nothofagus pumilio*), ocupando pequeños paños discontinuos en sitios más húmedos. Su crecimiento diametral en formaciones naturales juveniles es de 0,5 y 1,3 mm/año en condiciones de mallín y estepa respectivamente. Con posterioridad a un raleo se han observado incrementos en diámetro de 3,0 y 5,7 mm/año para las mismas condiciones anteriores (Salinas et al., 2016). El ñire muestra signos de senescencia entre los 80 y 120 años y rara vez alcanza los 200 años de edad (Veblen et al., 1996; Donoso, 2006).

## CLASIFICACIÓN DE LOS BOSQUES DE ÑIRE

Un pilar fundamental para diseñar propuestas silvícolas sostenibles en bosque nativo y tomar decisiones adecuadas, es la caracterización y clasificación de las formaciones boscosas. De acuerdo a los valores de índice de sitio a una edad base de 50 años ( $IS_{50}$ ), los bosques de ñire de la comuna de Coyhaique se clasifican en tres categorías: Alta ( $IS_{50} > 12$  m), Media ( $IS_{50}$  9 a 12 m) y Baja ( $IS_{50} < 9$  m) (Cuadro 1).

**Cuadro 1.** Valores medios de las variables dasométricas de ñirantales a lo largo de una gradiente de calidad de sitio, comuna de Coyhaique.

| Calidad de sitio          | Superficie*<br>(ha) | DMC<br>(cm)  | HD<br>(m)  | N<br>(arb/ha)   | IDR<br>(%)    |
|---------------------------|---------------------|--------------|------------|-----------------|---------------|
| Alta ( $IS_{50} > 12$ m)  | 3.476               | 24,8 +/- 8,3 | 15 +/- 2,7 | 864 +/- 542     | 44,6 +/- 14,5 |
| Media ( $IS_{50}$ 9-12 m) | 7.238               | 20,4 +/- 8,3 | 12 +/- 2,4 | 1.137 +/- 901   | 39,4 +/- 18,4 |
| Baja ( $IS_{50} < 9$ m)   | 7.040               | 18,8 +/- 8,4 | 9 +/- 2,1  | 1.756 +/- 2.738 | 36,8 +/- 18,5 |

\*Superficie ñire arbóreo por clase de sitio comuna de Coyhaique (Salinas et al., 2016).

IDR: Índice de densidad relativa (%)

El 98% de los bosques de ñire de la comuna de Coyhaique se encuentran con algún tipo de perturbación natural (incendio, caída natural por viento o nieve) o antrópica (raleo), que redujo la cobertura de copa. Por otro lado, unas 3.029 ha (17%) de los ñirantales se encuentran degradados (Cuadro 2).

**Cuadro 2.** Condición actual de los bosques de ñire de la Comuna de Coyhaique, según su cobertura de dosel.

| Categoría | Condición (% cobertura dosel)                                                            | Superficie (ha) | % respecto al total |
|-----------|------------------------------------------------------------------------------------------|-----------------|---------------------|
| I         | Bosques degradados (<25%).                                                               | 3.029           | 17                  |
| II        | Bosques muy abiertos y medianamente abiertos (25-50%), con estrata herbácea establecida. | 12.145          | 68                  |
| III       | Bosques con coberturas intermedias (50-75%).                                             | 2.256           | 13                  |
| IV        | Bosques con cobertura completa (>75%), en estado de desarrollo juvenil o maduro.         | 370             | 2                   |

## MANEJO SILVÍCOLA

La aplicación de raleos sucesivos en bosques de ñire en épocas tempranas es relevante para concentrar el crecimiento en individuos selectos, evitando la competencia y muerte natural de estos bosques (Salinas *et al.*, 2017). Es posible aplicar estos tratamientos silvícolas a través de la Ley N° 20.283 sobre Recuperación del Bosque Nativo y Fomento Forestal, de esta forma incentivar el manejo de ñirantales y rejuvenecer este tipo de formaciones.

En ensayos de raleo efectuados en sitios de condiciones contrastantes, se registró un incremento del diámetro medio cuadrático (DMC) de 15 y 30% para sitios secos (Galera Chico) y húmedos (Balmaceda) respectivamente (Salinas *et al.*, 2017) (**Cuadro 3**). En los raleos se extrajo a los individuos de las posiciones subordinadas (clases de copa inferiores). Esta forma de intervención es la más común y se basa en la extracción de árboles más pequeños y con menos diámetro logrando seguir el curso natural de desarrollo del rodal.

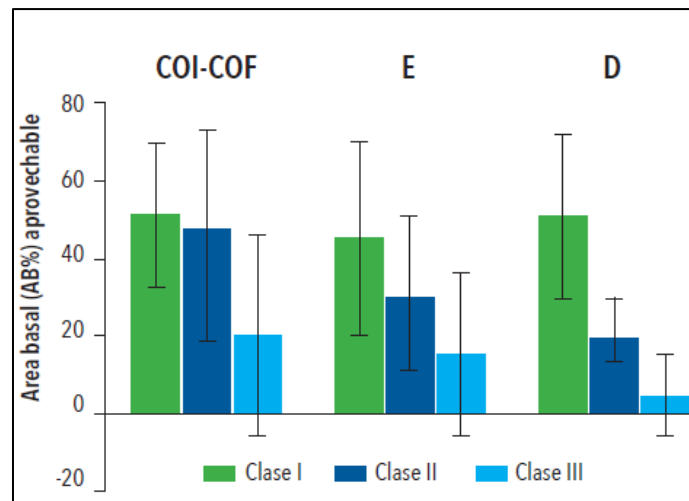
**Cuadro 3.** Variables de la estructura pre y post raleo para dos sitios de bosque, comuna de Coyhaique, Chile.

| Lugar        | Raleo   | N (árb/ha)    | AB (m <sup>2</sup> /ha) | DCM (cm)     | HD (m)       | VTCC (m <sup>3</sup> /ha) |
|--------------|---------|---------------|-------------------------|--------------|--------------|---------------------------|
| Galera Chico | Antes   | 3.600 +/- 696 | 42,0 +/- 5,3            | 12,4 +/- 1,9 | 10,0 +/- 1,5 | 226,4 +/- 47,4            |
|              | Después | 1.488 +/- 325 | 23,2 +/- 4,1            | 14,2 +/- 2,3 | 9,9 +/- 1,0  | 127,3 +/- 28,5            |
| Balmaceda    | Antes   | 5.566 +/- 988 | 47,0 +/- 6,4            | 10,5 +/- 1,4 | 9,5 +/- 1,0  | 243,8 +/- 45,7            |
|              | Después | 2.177 +/- 429 | 29,6 +/- 5,3            | 13,6 +/- 1,8 | 10,0 +/- 0,9 | 158,0 +/- 26,1            |

AB: Área basal; DCM: Diámetro cuadrático medio; HD: Altura dominante; VTCC: volumen total con corteza.

## ÁREA BASAL Y VOLUMEN APROVECHABLE

En base al inventario de los bosques de ñire realizado por Salinas *et al.* (no publicado), se analizó la proporción de madera aprovechable. Las mayores proporciones de área basal aprovechable (**Figura 1**) se encontró en las fases de desarrollo juveniles (COI, crecimiento óptimo inicial – COF, crecimiento óptimo final) y Clase de sitio I (Alta), con un valor del 51% del AB aprovechable. Los valores de AB aprovechable según calidades de sitio fueron 48,1% ± 21,6; 35,8% ± 24 y 12,4% ± 19,1 para las clases I, II y III respectivamente (**Figura 1**).



COI: Crecimiento óptimo inicial; COF: Crecimiento óptimo final; E: Envejecimiento; D: Desmoronamiento.

**Figura 1.** Porcentaje de área basal aprovechable de bosques de ñirre en un gradiente de calidades de sitio y fases de desarrollo, Coyhaique, Chile.

En términos del volumen total aprovechable se obtuvieron 272,2 – 3.612,1 – 7.908,1 y 3.657,7 m<sup>3</sup> para las fases COI, COF, E y D respectivamente, presentando la mayor proporción la fase de envejecimiento

**Cuadro 4.** Volumen total aprovechable de ñirre en base a fases de desarrollo.

| Fase desarrollo            | Vol <sub>APROV</sub> por sitio (m <sup>3</sup> ) |                 | Total           |
|----------------------------|--------------------------------------------------|-----------------|-----------------|
|                            | Mallín                                           | Seco            |                 |
| Crecimiento óptimo inicial | 185,0                                            | 87,2            | 272,2           |
| Crecimiento óptimo final   | 1.270,7                                          | 2.341,4         | 3.612,1         |
| Envejecimiento             | 846,4                                            | 7.061,7         | 7.908,1         |
| Desmoronamiento            | 1.015,4                                          | 2.642,3         | 3.657,7         |
| <b>Total</b>               | <b>3.317,5</b>                                   | <b>12.132,6</b> | <b>15.450,1</b> |

En relación al sitio donde se desarrolla ñirre, es posible contar con un total de 15.450,1 m<sup>3</sup> disponibles para uso madero, volumen que se concentra mayoritariamente (78%) en los sitios secos.

## AGREGACIÓN DE VALOR UNA OPCIÓN SUSTENTABLE PARA EL ÑIRRE

El ñirre es una especie leñosa muy cercana taxonómicamente a lenga, pero de desarrollo inferior, tortuosidad del fuste y sanidad mala, por lo que no se la considera maderable bajo los paradigmas forestales tradicionales. En Chile, el uso destinado al ñirre es netamente de bajo valor; es decir, uso para calefacción (leña), postes para alambrado y varas para construcción de galpones.

Estudios recientes entre INTA y el Consejo Agrario Provincial (CAP) de Sta. Cruz Argentina, han relevado el potencial de la madera de ñirre (**Figura 2**), informando que esta especie posee una resistencia importante y una veta agradable que hace posible su uso en mercados de nicho, principalmente en la industria de la mueblería fina o construcción de instrumentos musicales.



(Fuente: Peri et al., 2020).

**Figura 2.** Ejemplos de productos derivados del aprovechamiento de madera de ñire, Santa Cruz, Argentina

## CONCLUSIONES

Es necesario promover distintos medios tecnológicos que favorezcan el desarrollo económico, social y ambiental de un sector productivo, en base a sus recursos naturales. Esto se logra adaptando a la realidad territorial el conocimiento científico y empírico con las políticas públicas o instrumentos de fomento.

Invertir para la agregación de valor a los bosques de ñire en Patagonia es una herramienta para el real desarrollo de los territorios. De este modo, se disminuyen los agentes de degradación de estos bosques dominados por intereses de retribución económica de corto plazo.

La continuidad de estrategias de investigación de largo plazo en estos ecosistemas es imperativa, en especial aquellos estudios que se preocupen de desarrollar tecnología y generar conocimiento para aumentar la valorización de los bosques de ñire en el marco del manejo sostenible.

## REFERENCIAS

- CONAF (Corporación Nacional Forestal). (2012). Catastro Vegetacional del Bosque Nativo. Actualización de la XI Región de Aysén. Coyhaique, Chile.
- Donoso, C. (2006). Las Especies arbóreas de los Bosques Templados de Chile y Argentina. Autoecología. Marisa Cúneo Ediciones. Valdivia, Chile. 678 p.
- Donoso, C. (1974). Manual de identificación de especies leñosas del bosque húmedo de Chile. CONAF. Santiago. 168 p.
- Peri, P., Lasagno, R., Mónaco, M., Monelos, L. & Mattenet, F. (2020). Agregado de valor de la madera de ñire. 1a edición ilustrada. Rio Gallegos: Consejo Agrario Provincial. 48 p.
- Peri, P., Hansen, N., Rusch, V., Tejera, L., Monelos, L., Fertig, M., Bahamonde, H. et al. (2009). Pautas de manejo de sistemas silvopastoriles en bosques nativos de *Nothofagus antarctica* (ñire) en Patagonia. En: Actas del Primer Congreso Nacional de Sistemas Silvopastoriles. Posadas, Misiones, Argentina. mayo de 2009. Pp: 151-155.
- Peri, P. & Ormaechea, S. (2013). Relevamiento de los bosques nativos de ñire (*Nothofagus antarctica*) en Santa Cruz: base para su conservación y manejo. Ediciones INTA, Buenos Aires.
- Salinas, J., Peri, P., Hepp, C. & Acuña, B. (2017). Sistemas Silvopastorales en Bosques de Ñirre (*Nothofagus antarctica* (G. Forst.) Oerst.) de la Región de Aysén. Instituto Forestal, Chile. Documento de Divulgación N° 43. 60 p.
- Salinas, J., Sotomayor, A. & Acuña, B. (2016). Evaluation of a thinning under silvopastoral approach in a *Nothofagus antarctica* (ñire) in Chilean Patagonia. En: Proceedings World Congress Silvo-Pastoral Systems. Ed; Universidad de Evora. Portugal. 112 p.
- Salinas, J., Acuña, B., Uribe, A. & Koch, L. (2015). Estudio de regeneración natural en bosques de *Nothofagus antarctica* (Forster) Oerst. (ñire) bajo pastoreo doméstico en la Región de Aysén. Instituto Forestal, Ministerio de Agricultura. Coyhaique, Chile. 50 p.
- Salinas, J., Koch, L., Acuña, B. & Uribe, A. (2014). Propagación sexual y asexual de ñire *Nothofagus antarctica* (Forster) Oerst. (ñire) en la Patagonia Chilena. Ciencia & Investigación Forestal, 20(3): 15-42. <https://doi.org/10.52904/0718-4646.2014.424>
- Veblen, T., Donoso, C., Kitzberger, T. & Rebertus, A. (1996). Ecology of Southern Chilean and Argentinean *Nothofagus* Forests. In: Veblen, T.T., Hill, R.S. & Read, J. (Eds.). Ecology and Biogeography of *Nothofagus* Forests. Yale University Press. Pp: 293-353.



## APUNTE

## Potencialidad de las especies del género *Corymbia* y antecedentes de su introducción en Chile.

Braulio Gutiérrez Caro Instituto Forestal, sede Biobío. Concepción, Chile. [bgutierr@infor.cl](mailto:bgutierr@infor.cl)DOI: <https://doi.org/10.52904/0718-4646.2025.648>

Recibido: 13.08.2025; Aceptado: 16.09.2025.

### RESUMEN

El presente documento entrega antecedentes respecto a las características y utilización industrial de especies del género *Corymbia* fuera de su área de distribución natural, así como también antecedentes preliminares del desarrollo de *Corymbia citriodora* en Chile, y de la potencialidad y desafíos para su adopción como especie productiva en el país.

**Palabras clave:** *Corymbia*, *Corymbia citriodora*, introducción especies forestales.

### SUMMARY

This document provides information on the **characteristics and industrial uses of species of the genus *Corymbia* outside their natural distribution area**, as well as **preliminary background on the development of *Corymbia citriodora* in Chile** and the **potential and challenges for its adoption as a productive species in the country**.

**Key words:** *Corymbia*, *Corymbia citriodora*, forest species introduction.

## INTRODUCCIÓN

El género *Corymbia*, perteneciente a la familia *Myrtaceae*, incluye especies nativas de Oceanía, principalmente de Australia, algunas de ellas anteriormente incluidas en el género *Eucalyptus*, pero reclasificadas en los años 1990 a *Corymbia*, en base a estudios filogenéticos. Especies como *Corymbia citriodora*, *C. maculata* y *C. torelliana* han sido introducidas, estudiadas y utilizadas con distintos fines desde hace cerca de 200 años en diversas partes del mundo, debido a sus características competitivas respecto a otras especies: alta capacidad productiva; adaptabilidad a diversas condiciones edafoclimáticas; rápido crecimiento y ciclos cortos de rotación (Pereira *et al.*, 2021).

Las corimbias, como otras especies de uso no tradicional, pueden constituir alternativas para complementar la matriz de materias primas ya consolidadas, y llegar a convertirse en opciones interesantes para expandir la actividad forestal. Lo anterior debido a sus reconocidas propiedades adaptativas, como: tolerancia a factores bióticos y abióticos, adaptación a variaciones climáticas y propiedades tecnológicas aptas para múltiples usos.

En Brasil el desarrollo tecnológico de alguna de estas especies resulta destacable, considerándose a *C. citriodora* como una especie de relevancia silvícola para extensas plantaciones comerciales (Luz *et al.*, 2018), existiendo también una abundante investigación y desarrollo con *C. maculata* e híbridos con participación de *C. torelliana* (Reis *et al.*, 2014).

En tal contexto, el presente documento entrega antecedentes respecto a las características y utilización industrial de corimbias dentro y fuera de su área de distribución natural, así como también antecedentes



preliminares de su desarrollo en Chile, y su potencialidad y desafíos para su adopción como especies productiva en el país.

## EL GÉNERO CORYMBIA

La clasificación taxonómica de las especies del género *Eucalyptus* ha sido objeto de debate, en tal escenario el estudio de Hill & Johnson (1995) efectuó una reclasificación creando un nuevo género, *Corymbia*, al cual se asignaron 113 especies anteriormente clasificadas como *Eucalyptus* (Pereira et al., 2021), entre ellas *E. citriodora*, *E. maculata*, *E. ficifolia*, *E. torelliana*, que ahora se clasifican como *Corymbia*. La mayoría de estas especies son endémicas de las zonas tropicales, áridas y semiáridas del norte de Australia (Hill & Johnson, 1995). En ese país las especies más relevantes del género para la producción comercial de madera, pertenecen a la sección *Maculata*, comúnmente conocida como gomeros manchados; estas son: *Corymbia citriodora* ssp. *citriodora*, *Corymbia citriodora* ssp. *variegata*, *Corymbia maculata*, *Corymbia torelliana* y *Corymbia henryi* (Souza, 2019).

Evolutivamente corimbias y eucaliptos se habrían separado hace unos 50 a 60 millones de años, desconociéndose hasta qué punto los cambios estructurales en el genoma se han acumulado durante ese tiempo y han contribuido a las diferencias en el tamaño genómico. En la actualidad los genomas de las corimbias, como *C. citriodora* y *C. torelliana* (alrededor de 380MB), son considerablemente menores que el de eucaliptos como *E. grandis* (640MB). Sin embargo, ambos grupos comparten el mismo número de cromosomas, el cual se conserva en todos los eucaliptos e incluso en la mayoría de las especies de la familia Mirtáceas (Butler et al., 2017; Healey et al., 2021).

Las especies de *Eucalyptus* y *Corymbia* han tenido una evidente importancia en programas forestales en el mundo por su adaptación a diversas condiciones ambientales y la multiplicidad de productos que generan (Avelar et al., 2020). *Corymbia* se cultiva para obtener madera, pulpa y papel, y aceites esenciales en Australia, Sudáfrica, Asia, Brasil, Venezuela, Guatemala, siendo capaz de mantener una alta tasa de crecimiento en condiciones marginales debido a sequía, mala calidad del suelo y estrés biótico (Healey et al., 2021). De ellas *C. citriodora* es una importante especie en el sector forestal, tanto en su área de origen como en las zonas donde ha sido introducida en el resto del mundo, donde se le utiliza para producción de madera, carbón, pulpa y aceites esenciales (Asante et al., 2001; Lee, 2007; Rockwood et al., 2008).

Dentro del género, las especies *Corymbia maculata* y *Corymbia citriodora* presentan características interesantes, como la adaptabilidad a diferentes condiciones edafoclimáticas y variaciones climáticas, un rápido crecimiento y ciclos cortos de rotación. Estos aspectos, si se combinan con inversiones en investigación e innovación, pueden convertir a estas especies en fuentes alternativas para el suministro de productos forestales de calidad (Pereira et al., 2021). *C. torelliana*, por su parte, es una especie de carácter invasor, pero con la interesante cualidad de hibridar con otras corimbias y transferir una mayor tasa de crecimiento a las progenies híbridas resultantes de tales cruzamientos (Butler et al., 2017).

Los híbridos interespecíficos de *Corymbia* tienen una alta producción de biomasa y crecen más rápido que los lotes de semillas de polinización abierta, además, ellos frecuentemente exhiben heterosis o vigor híbrido, un fenómeno importante para mejorar la productividad forestal, ya que permite la combinación de alelos presentes en diferentes especies (Ferreira et al., 2021).

Estas especies sirven como materia prima valiosa para la industria forestal, incluyendo celulosa, paneles, madera maciza y producción de acero a base de carbón vegetal. Por lo mismo, en Brasil se ejecutan importantes proyectos que buscan desarrollar genotipos comerciales y adaptar poblaciones de especies de *Corymbia*, consideradas prometedoras para diversificar la silvicultura y enfrentar desafíos bióticos y abióticos. Por ejemplo, Silva et al. (2023) sintetiza el proyecto *Corymbia* de PCMF/IPEF<sup>1</sup>, señalando que inicialmente los esfuerzos se dirigieron a obtener germoplasma desde poblaciones antiguas de *Corymbia citriodora* y *C. torelliana*, en Brasil; a importar especies menos distribuidas (*C. henryi*, *C. maculata* y *C. variegata*); y a realizar cruzamientos entre estas especies para aumentar la diversidad de híbridos. En la

<sup>1</sup> Programa Cooperativo de Melhoramento florestal del Instituto de Pesquisas e Estudos Florestais de Brasil.

actualidad continúan con la producción de híbridos y se efectúa enriquecimiento de la base genética con materiales importados de Australia. Paralelamente se investiga aspectos de nutrición, evaluación de estabilidad y adaptabilidad de la productividad en distintos ambientes; monitoreo de plagas y enfermedades y evaluación de calidad de la madera. Los próximos pasos involucran evaluar supervivencia, crecimiento y parámetros genéticos de progenies híbridas F1 y F2 en una diversidad de ambientes distintos y avanzar en la siguiente generación de mejoramiento, incluyendo la clonación de híbridos superiores identificados en las fases iniciales (Silva *et al.*, 2023).

Por otra parte, una detallada síntesis del estado de la investigación con *C. maculata* en Brasil fue elaborada por Reis *et al.* (2014), quienes abordan aspectos relacionados con características de su madera, plagas, consideraciones silvícolas, germoplasma, hibridación y propagación vegetativa. Los autores (*op. cit*) concluyen que la especie ha despertado el interés de investigadores y productores por poseer adaptaciones fisiológicas a distintas condiciones ambientales; su utilidad para sistemas agroforestales; y por producir madera con diversidad de usos. La especie se encuentra en una fase inicial a intermedia en sus programas de mejoramiento genético, donde la hibridación mediante cruzamiento controlado con *C. torelliana* se ha vuelto una tendencia en las instituciones de investigación y en las empresas forestales brasileñas, debido a que estos híbridos presentan heterosis para variables de crecimiento, calidad de madera, enraizamiento, y tolerancia a plagas, frío y sequía (Reis *et al.*, 2014).

También en Brasil, la Universidad Federal de Viçosa (UFV) en conjunto con la Sociedad de Investigación Forestal (SIF) cuenta con un programa de investigación en torno a especies de *Corymbia* y el desarrollo de genotipos para la industria forestal, con participación de empresas forestales de ese país y también de Chile.<sup>1</sup>

## USO Y POTENCIALIDADES DE ESPECIES E HÍBRIDOS DE CORYMBIA

### Madera para Bioenergía

Híbridos de *Corymbia citriodora* x *Corymbia torelliana* se utilizan en Brasil para plantaciones destinadas a producción de energía, ya sea mediante la combustión directa de la madera, o convirtiéndola previamente en un producto de mayor valor energético, como el carbón. Esta producción, normalmente destinada a la industria del acero, se generaba con plantaciones de eucalipto, sin embargo, debido a la aparición de enfermedades, plagas y déficit hídrico, fue necesario desarrollar nuevos materiales genéticos para garantizar la continuidad de esta industria. En tal sentido, los híbridos mencionados han mostrado un alto crecimiento y una gran resistencia a estas limitaciones, presentando además una adecuada combinación de poder calorífico y mayor densidad básica de madera, propiedades fundamentales cuando el objetivo es la producción de energía (Peres *et al.*, 2019; Loureiro *et al.*, 2019; Lopes *et al.*, 2022).

Programas de selección, cruce y evaluación de las progenies híbridas han permitido identificar clones específicos particularmente apropiados para esta finalidad productiva.

Lopes *et al.* (2022; 2023) compararon el comportamiento, en plantaciones a distintos espaciamientos, de clones comerciales del híbrido urograndis (*Eucalyptus urophylla* x *E. grandis*) usado en producción de biomasa para energía, con clones de híbridos espontáneos<sup>2</sup> de *C. citriodora* x *C. torelliana*. Concluyen que, la densidad básica de la madera observada en los clones de *Corymbia* fue mayor que la de los clones de *Eucalyptus* y detectan una influencia directa del material genético y el espaciamiento en la determinación de la masa seca, la masa de carbono y la cantidad de energía disponible en la madera. En lo principal, destacan el material clonal de *C. citriodora* x *C. torelliana* por su excelente rendimiento, indicando que presenta gran potencial para la utilización energética, debido a la calidad y productividad de su madera, similar o incluso superior a la de los clones de *Eucalyptus* ya utilizados para este fin. Este material, si bien no presentó la mayor productividad volumétrica, tuvo los valores más altos de densidad básica de la

<sup>1</sup> <https://sif.org.br/2023/07/projeto-corymbia-ufv/>

<sup>2</sup> Híbridos producidos en forma natural, no por cruzamiento controlado.



madera, lo que se reflejó directamente en la mayor producción de biomasa seca, haciéndolo idóneo para la producción de madera para bioenergía (**Cuadro 1**).

**Cuadro 1.** Características medias de la madera de clones híbridos de *Eucalyptus* y clones híbridos de *Corymbia*, estimadas a los 24 meses partir de ensayos de espaciamiento de dos clones híbridos de cada género.

|                                           | Clones híbridos de <i>Eucalyptus</i> | Clones híbridos de <i>Corymbia</i> |
|-------------------------------------------|--------------------------------------|------------------------------------|
| IMA volumen (m <sup>3</sup> /ha año)      | 23,6                                 | 18,5                               |
| Densidad básica (Kg/m <sup>3</sup> )      | 459,5                                | 552,7                              |
| Contenido de lignina (%)                  | 21,3                                 | 17,2                               |
| Contenido de celulosa (%)                 | 40,8                                 | 37,6                               |
| Densidad energética (MJ/m <sup>3</sup> *) | 8.628,7                              | 10.278,5                           |

(Fuente: Resumido desde [Lopes et al., 2022; 2023](#))

\*MJ = Mega Julios = 238,85 Kcal

[Lee et al. \(2009\)](#) también señalan que los híbridos interespecíficos de especies del género *Corymbia* son materiales genéticos prometedores, porque muestran un buen crecimiento y una alta producción de biomasa debido a la mayor densidad básica de su madera (a mayor densidad hay más biomasa por unidad de volumen). En este sentido, para seleccionar el mejor material genético para producción de energía, resulta más importante la determinación de la cantidad de materia seca por unidad de superficie, que el uso aislado de las variables de productividad y densidad de la madera.

Se han realizado diversos trabajos de selección de clones híbridos (*C. citriodora* x *C. torelliana* y cruces recíprocos) para producción de energía. Entre ellos [Loureiro et al. \(2019\)](#) efectuaron las comparaciones en función de las propiedades del carbón obtenido con la madera de los distintos clones híbridos evaluados. Los autores (*op. cit*) señalan que todos los clones tenían una densidad básica de la madera superior a 500 Kg/m<sup>3</sup> y un contenido de cenizas inferior al 1 %, características deseables para obtener carbón vegetal de buena calidad. El contenido de lignina no tuvo mayor variación entre clones, siendo en promedio inferior al 28 %, valor que también resulta apropiado para uso energético. Por otra parte, si observaron variación entre clones para otras variables de la madera, como: biomasa seca, poder calorífico, densidad energética, extractos totales y contenido de holocelulosa, no obstante, tal variación no se reflejó en diferencias en la calidad del carbón vegetal. Así, la madera de todos los clones mostró un poder calorífico y una eficiencia energética iguales y satisfactorios para la producción de carbón vegetal, el cual se diferenció solo en su densidad relativa aparente y contenido de cenizas.

### Madera para Construcción

*Corymbia citriodora* produce madera densa. Su color es marrón claro, rojizo pálido con vetas oscuras y fibra recta. Resulta adecuada para leña, carbón vegetal, postes, pisos, productos domésticos, embarcaciones, materiales de construcción en general, madera aserrada, ebanistería fina, edificaciones ligeras y pesadas, paneles de contrachapado, mangos de herramientas, así como para celulosa y papel ([Iplantz, s/f; Nogueira et al., 2021](#)). Se considera una **materia prima de excelente calidad para aplicaciones comerciales en aserraderos**, debido a sus **características satisfactorias de cepillado, lijado, perforado y acabado** ([Nunes et al., 2012; Reis et al., 2013](#) citados por [Pereira et al., 2021](#)). Sin embargo, presenta susceptibilidad a rajaduras durante el secado y se le considera vulnerable a organismos xilófagos, por lo que se deben aplicar preservantes químicos.

La estabilidad dimensional de esta madera se ha considerado excelente en términos del coeficiente anisotrópico. Sus características mecánicas y estéticas han justificado su amplia utilización en Brasil y han motivado que se sugiera un mejor aprovechamiento de esta madera destinándola a la construcción, especialmente por el alto nivel de fijación de carbono que ella posee ([Folz & Ino, 2012; Salcedo et al., 2012; Araujo et al., 2020](#), citados por [Nogueira et al., 2021](#)).



Similarmente, *Corymbia maculata* también produce una madera clara, densa, en este caso con mayor resistencia natural a pudrición e insectos xilófagos. Su durabilidad natural varía de durable a moderadamente durable, es mecánicamente resistente; tiene alto valor comercial, se le usa en estructuras, pisos, muebles y postes y se valora por su estabilidad dimensional (Reis *et al.*, 2014; Pereira *et al.*, 2021).

Nogueira *et al.* (2021) evaluaron 16 propiedades físico mecánicas de muestras de madera de *Corymbia citriodora* obtenidas desde distintos orígenes en Brasil, confirmando el evidente potencial de la especie para usos estructurales. En efecto, en la caracterización física se observó que la densidad aparente mostró solo una ligera disminución cuando el contenido de humedad se redujo de 30 a 12%, en tanto que entre las propiedades mecánicas solo 3 de ellas mostraron disminuciones debido a la reducción del contenido de humedad. Las restantes propiedades presentaron incrementos perceptibles bajo esta condición, aunque no todas las diferencias tuvieron significancia estadística.

En lo medular, los buenos resultados de resistencia mecánica, sumado a antecedentes aportados por otros autores confirman que la madera de *Corymbia citriodora* puede utilizarse con fines estructurales en construcción. No obstante, se reconoce también la necesidad de efectuar estudios complementarios sobre preservación de la madera expuesta a la intemperie y optimizar protocolos de secado en la producción de madera aserrada (Nogueira *et al.*, 2021)

Complementariamente, Pinto *et al.* (2016) destacan el potencial de *Corymbia citriodora* para aplicaciones en construcción estructural, sustentados en la mayor resistencia a la acción de carbonización de madera en condiciones de incendio. En sus estudios de degradación térmica y tasa de carbonización observaron que la madera de *C. citriodora* es estable en el rango de hasta 250 °C y que la degradación de sus macromoléculas y pérdida de masa se inicia entre los 250 y 400 °C.

### Pulpa y Papel

Las características pulpables de corimbias han sido evaluadas y comparadas con las de eucalipto en Brasil. De acuerdo con los estudios de Segura y da Silva (2016), la madera de *C. citriodora* presentó una densidad básica relativamente alta (0,568 g/cm<sup>3</sup>), un bajo contenido de lignina (22,3%) y un alto contenido de holocelulosa (73,1%) en comparación con el híbrido *E. grandis* x *E. urophylla* tradicionalmente usado para este fin. Como característica relevante, *C. citriodora* tiene un menor consumo específico de madera (2,93 m<sup>3</sup> por tonelada de pulpa seca). La pulpa de *C. citriodora* presentó un número kappa relativamente menor después de la deslignificación con oxígeno y una menor demanda de productos químicos de blanqueo que la pulpa de eucalipto. Además, mostró un alto volumen específico y capilaridad, y un bajo valor de retención de agua, propiedades que en su conjunto hacen de *C. citriodora* una especie muy adecuada para la fabricación de papel tisú.

Complementariamente, Vieira *et al.* (2020) estudiaron plantaciones de *Corymbia citriodora* de 33 años en Brasil, concluyendo que especies bajo distintos tipos de suelo generan densidades de madera adecuadas para distintos tipos de papel: densidades más bajas favorecen papel de escritura, mientras suelos más compactos y arcillosos producen madera adecuada para papel tisú.

Moreira da Costa *et al.* (2022) analizó clones híbridos de *Corymbia spp.*, desarrollados por Aperam BioEnergia, como posibles sustitutos de la madera de eucalipto en la industria de la pulpa. En este caso las comparaciones se realizaron analizando su productividad maderera y el consumo específico de madera para obtención de una tonelada de celulosa. De acuerdo con sus mejores resultados, fue un clon del híbrido de *Corymbia citriodora* x *C. torelliana* el que obtuvo la puntuación más alta en la combinación de productividad forestal y rendimiento pulpable. Este material genético también mostró uno de los contenidos totales de lignina más bajos y, en consecuencia, el mayor rendimiento de cribado. El mismo clon mostró un contenido de xilano significativamente más alto entre las muestras de madera evaluadas en este trabajo, siendo en definitiva el mejor clasificado entre 16 clones híbridos evaluados (4 clones *C. citriodora* x *C. torelliana* y 12 combinaciones híbridas entre distintas especies de eucaliptos utilizados en la industria de celulosa en Brasil).



Coincidentemente, en su estudio respecto a las especies del género *Corymbia* como alternativa para la producción de pulpa para papel y otros usos maderables en Venezuela y Guatemala, Souza (2019) concluye que los híbridos de *C. citriodora* x *C. torelliana* constituyen una alternativa viable, aunque aún se requieren más estudios. Estos híbridos presentan una densidad básica significativamente mayor, lo que representa ganancias en la calidad de la madera, en el transporte, uso estable de la energía del picador de astilla y en el rendimiento de la producción de pulpa. Además, sus contenidos de lignina son menores que los encontrados en los clones de *Eucalyptus*. Este factor es importante en la producción de pulpa por cuanto presenta un índice de blancura superior, reduce considerablemente el uso de químico para blanqueo y causa menor impacto ambiental.

### Aceites Esenciales

Junto con la producción maderera, *C. citriodora* permite la obtención del aceite esencial citronelol, un compuesto esencial con aroma a limón, extraído desde sus hojas mediante destilación por vapor. Este aceite se usa tanto en forma doméstica, artesanal para aromatizar habitaciones, como en la producción comercial de perfumes, fragancias, desinfectantes, repelentes, jabones, detergentes y otros productos de tocador. Presenta propiedades fungicidas y bactericidas, se usa en la producción de mentol, y es el componente activo de aerosoles y repelentes de que se comercializan actualmente. Constituye una importante materia prima en la industria cosmética y farmacéutica (Silva et al., 2012; Pereira et al., 2021, Iplantz, s/f).

Los componentes principales del aceite esencial de *Corymbia Citriodora*, obtenidos a partir de cromatografía de gases acoplada a espectrometría de gases, son: citronelol (39,97%), citronelal (18,9) y timol (10,9%), además, se reportan entre otros: beta cariofileno, farnesol y linalol (De León, 2008).

El aprovechamiento de las hojas y brotes tiernos de esta corimbia, para la extracción de aceite, es un beneficio adicional que puede obtenerse al momento de las labores silviculturales de las plantaciones establecidas con fines maderables o energéticos. Especialmente cuando se realizan podas, raleos y durante las cortas finales, la materia verde que se produce durante estas actividades de manejo, puede ser aprovechada y comercializada para la extracción de aceite (AGEXPORT, s/f).

En plantaciones comerciales, se pueden cosechar entre 10.000 y 25.000 kilogramos de hojas frescas por hectárea al año, donde asumiendo un rendimiento conservador de aceite del 1 %, se obtiene de 100 a 250 kilogramos de aceite por hectárea (Iplantz, s/f). El rendimiento en aceite de las hojas varía entre 1 y 1,3%, pudiendo llegar hasta 2% en árboles seleccionados (AGEXPORT, s/f).

### CORYMBIAS EN CHILE

En la actualidad, en Chile las corimbias no tienen un uso más allá que como especies incidentales de fin ornamental, aspecto al que contribuye el color rojo de las flores de *Corymbia ficifolia*; la atractiva corteza con grandes manchas de *C. maculata*; o la llamativa combinación de fuste blanco, follaje claro y un característico olor a limón de *Corymbia citriodora*. Sin embargo, algunas de ellas, como *C. citriodora* fueron formalmente evaluadas en ensayos de introducción de especies, instalados por el Instituto Forestal en la década de 1960 (Cuadro 2) (Prado et al., 1986; Loewe & Murillo, 2001) generando resultados que ameritan reconsiderar su potencialidad.

En el Cuadro 3 se sintetizan datos de crecimiento obtenidos por *Corymbia citriodora* en los ensayos mencionados. Es importante destacar que tales ensayos fueron establecidos en zonas semiáridas representativas de tipos bioclimáticos con limitaciones hídricas, producto de las escasa precipitación y períodos secos prolongados, caracterizados por presentar suelos con marcadas restricciones para la adaptación de especies arbóreas, por su baja disponibilidad de nutrientes, perfiles delgados, poco evolucionados y gran susceptibilidad a procesos erosivos. Aun así, *C. citriodora*, presentó una adaptación interesante, considerando que en su hábitat natural recibe una precipitación superior a los 600 mm anuales, logró sobrevivir y desarrollarse en una condición de aridez que resultó limitante para la mayoría de las especies plantadas, exceptuando a algunos eucaliptos como *Eucalyptus camaldulensis* y *E. cladocalyx*,



que a partir de tales experiencias fueron reconocidos y confirmados como especies recomendables para zonas áridas.

**Cuadro 2.** Ensayos de introducción de especies en que se evaluó desempeño de *Corymbia citriodora*.

| Unidad                                                                                                | Ensayo                                     | Características                                                                                                                                                                                                                                  | Año de plantación de <i>C. citriodora</i> |
|-------------------------------------------------------------------------------------------------------|--------------------------------------------|--------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|-------------------------------------------|
| Choapa<br>Zona Mediterránea<br>Semiárida,<br>Costa IV región<br>(entre 30-33,6° S y<br>70,8-71,7° O). | Peralillo<br>31°43'S; 71°9'O.<br>345 msnm  | Clima de estepa con gran sequedad atmosférica, con cielos predominantemente despejados y humedades relativas bajas. Presenta una precipitación media anual de 215 mm, y una temperatura media anual de 15,3 °C. (BSk según clasificación Köppen) | 1968                                      |
| Zapallar<br>Zona Mediterránea<br>Semiárida,<br>V región.<br>(entre 31,7-32,9° S y<br>71,4-71,6° O).   | Longotoma<br>32°24'S; 71°21'O.<br>125 msnm | Clima templado - cálido con lluvias invernales y estación seca prolongada. Presenta una precipitación media anual de 232 mm, con un período seco de 8 meses y una temperatura media anual de 14,8 °C. (Csb1 según clasificación Köppen)          | 1967                                      |

**Cuadro 3.** Parámetros de crecimiento de *Corymbia citriodora* en ensayos de introducción de especies.

| ensayo    | Edad evaluación (años) | Altura (m) | DAP (cm) | Incremento medio anual DAP (cm/año) | Fuente                     |
|-----------|------------------------|------------|----------|-------------------------------------|----------------------------|
| Peralillo | 11                     | 5,0        | 8,1      | 0,7                                 | Prado <i>et al.</i> , 1986 |
| Peralillo | 15                     | 9,5        | 15,0     | 1,0                                 | Loewe & Murillo, 2001      |
| Longotoma | 15                     | 12,0       | 21,0     | 1,4                                 | Loewe & Murillo, 2001      |

Los desafíos que impone el cambio climático, la necesidad de identificar nuevas alternativas productivas y desarrollar sistemas más resilientes, acentúan el interés por la realización de estudios de introducción y diversificación de especies forestales. En este sentido, las características de las especies de *Corymbia* y los preliminares antecedentes relativos a su comportamiento en Chile, sugieren que ellas podrían constituir una alternativa a evaluar en nuevos estudios de introducción, adaptación y productividad.

La evaluación en condiciones de sitio menos restrictivas que las consideradas en los ensayos de introducción de especies iniciales, que se efectuaron en zonas semiáridas, junto a la introducción de nuevo material genético, procedencias más adecuadas, genotipos selectos por productividad y otras, mejorarán el desempeño y competitividad de la especie en el país. En efecto, ensayos efectuados en Brasil confirman la existencia de diferencias significativas entre procedencias de *Corymbia spp* para caracteres de crecimiento, forma y supervivencia (Morais *et al.*, 2011). De la misma forma, el avance de las tecnologías silvícolas de producción de plantas, establecimiento de plantaciones y mejoramiento genético desde los años '60 hasta ahora también contribuirá a mejorar los resultados y generar información aún más confiable para evaluar objetivamente el potencial de especies de *Corymbia* en Chile.

Si bien aún se está lejos de poder recomendar su uso en el país, se reconoce que las corimbias son candidatas interesantes para ser reevaluadas en nuevas iniciativas de investigación e introducción de especies.

## CONCLUSIONES

Entre las especies de *Corymbia*, *C. citriodora* y sus híbridos presentan interesantes características para la producción industrial de madera y celulosa, y complementariamente de aceites esenciales. Brasil es el referente sudamericano en investigación y uso industrial de corimbias, con interesantes resultados productivos. En Chile, por el contrario, la experiencia es muy escasa y solo han sido evaluada preliminarmente en ensayos de introducción de especies de antigua data. En esos ensayos su crecimiento no fue sobresaliente, pero si ha sido meritoria su adaptación a condiciones ambientales adversas, de restricción hídrica y suelos pobres. Por lo mismo, se sugiere su inclusión en nuevos ensayos pilotos para validar adaptación y cuantificar rendimiento en diversas zonas distintas (menos adversas) a las ensayadas hasta la fecha.

## AGRADECIMIENTOS

Al Sr. Juan Carlos Pinilla por sus oportunos y acertados comentarios al contenido del documento.

## REFERENCIAS

- AGEXPORT. (S/F).** Eucalipto limón, *Eucalyptus citriodora*. Proyecto mipymes y cooperativas competitivas. Guatemala, 29 p. En: <https://www.export.com.gt/documentos/guia-de-cultivos/guia-de-cultivo-de-eucalipto.pdf>
- Asante, K.S., Brophy, J.J., Doran, J.C., Goldsack, R.J., Hibbert, D.B. & Larmour, J.S. (2001).** A comparative study of the seedling leaf oils of the spotted gums: species of the *Corymbia* (Myrtaceae), section Politaria. *Aust. J. Bot.*, 49(1): 55–66. <https://doi.org/10.1071/BT00006>
- Avelar, M.L., Costa Souza, D.M., Macedo, E.H., Molinari, L.V. & Brondani, G.E. (2020).** In vitro establishment of *Eucalyptus* and *Corymbia* species from epicormic shoots. *Árvore*, 44: e4427. <http://dx.doi.org/10.1590/1806-908820200000027>
- Butler, J.B., Vaillancourt, R.E., Potts, B.M., Lee, D.J., King, G.J., Baten, A., Shepherd, M. & Freeman, J.S. (2017).** Comparative genomics of *Eucalyptus* and *Corymbia* reveals low rates of genome structural rearrangement. *BMC Genomics*, 18: 397. <https://doi.org/10.1186/s12864-017-3782-7>
- De León M. (2008).** Comparación del rendimiento del aceite esencia de dos especies de eucalipto (*Eucalyptus citriodora* Hook y *Eucalyptus camaldulensis* Dehn), aplicando el método de hidrodestilación a nivel laboratorio. Tesis Ingeniero Químico. Universidad de San Carlos de Guatemala, Facultad de Ingeniería. Guatemala. 135 p. En: [http://biblioteca.usac.edu.gt/tesis/08/08\\_1067\\_Q.pdf](http://biblioteca.usac.edu.gt/tesis/08/08_1067_Q.pdf)
- Ferreira, F.M., Rocha, J.R.A.S.C., Alves, R.S., Malikouski, R.G., Peixoto, M.A., Oliveira, S.S., Aguiar, A.M. & Bhering, L.L. (2021).** GGE biplot-based genetic selection to guide interspecific crossing in *Corymbia* spp. *Bragantia*, 80, e5221. <https://doi.org/10.1590/1678-4499.20210195>
- Healey, A., Shepherd, M., King, G.J., Butler, J.B., Freeman, J.S., Lee, D.J., Potts, B.M. et al. (2021).** Pests, diseases, and aridity have shaped the genome of *Corymbia citriodora*. *Communications Biology*, 4:537. <https://doi.org/10.1038/s42003-021-02009-0>
- Hill, K., & Johnson, L. (1995).** Systematic studies in the eucalypts. A revision of the bloodwoods, genus *Corymbia* (Myrtaceae). *Telopea*, 6(2–3): 185–504. <https://doi.org/10.7751/telepea.19953017>
- Iplantz. (S/F).** Useful plants for warm climates: *Corymbia citriodora*. En: <https://www.iplantz.com/plant/493/corymbia-citriodora/> (Consulta: septiembre, 2025).



- Lee, D.J. (2007). Achievements in forest tree genetic improvement in Australia and New Zealand 2: Development of *Corymbia* species and hybrids for plantations in eastern Australia. *Aust. Forestry*, 70(1): 11–6. <https://doi.org/10.1080/00049158.2007.10676256>
- Lee, D.J., Huth, J.R., Brawner, J. & Dickinson, G. (2009). Comparative performance of *Corymbia* hybrids and parental species in subtropical Queensland and implications for breeding and deployment. *Silvae Genetica*, 58(6): 202–212. <https://doi.org/10.1515/sg-2009-0026>.
- Loewe, V. & Murillo, P. (2001). Estudio de ensayos de introducción de especies. Instituto Forestal. ISBN: 956-7727-59-7. Santiago. 236 p. <https://bibliotecadigital.infor.cl/handle/20.500.12220/1277>
- Lopes, E.D., Gonçalves, J.F., Martins, N de S., Pena, C.A., Coelho, D.F. & de Laia, M.L. (2022). Energy potential of wood from clones of *Eucalyptus* and *Corymbia* in different spacings. *Revista Brasileira de Ciências Agrárias*, 17(3): e1278. <https://doi.org/10.5039/agraria.v17i3a1278>
- Lopes, E.D., Gonçalves, J.F., Martins, N de S., Pena, C.A., Coelho, D.F. & de Laia, M.L. (2023). Physical and chemical properties of wood from *Eucalyptus* and *Corymbia* clones in different planting densities. *Ciencia Florestal*, Santa Maria, 33(2): 1-23. <https://doi.org/10.5902/1980509864965>
- Loureiro, B.A., Vieira, T.A.S., Costa, L.J., Silva, A.B., de Assis M.R. & Trugilho. P.F. (2019). Selection of superior clones of *Corymbia* hybrids based on wood and charcoal properties. *Maderas. Ciencia y Tecnología*, 21(4): 619–630. <https://doi.org/10.4067/S0718-221X2019005000417>
- Luz, O.D., Honório, A.B.M.; Fidelis, R.R., Nascimento, I.R.D., Moraes, C.B.D., Leal, T.C.A. (2018). Characteristics for the selection of parents of *Corymbia citriodora* aiming to the production of wood and essential oil. *Árvore*, Viçosa, 42(1): e420118. <https://doi.org/10.1590/1806-90882018000100018>.
- Morais, E., Zanatto, A.C.Z., de Moraes, M.L.T., Freitas, M.L. & Sebbenn, A.M. (2011). Comportamento e variação de procedências de *Corymbia citriodora* em diferentes tipos de solos. *Floresta*, Curitiba, PR, 41(2): 277–286. <https://doi.org/10.5380/rf.v41i2.21875>
- Moreira da Costa, M., Nogueira, T.A.P., Bittencourt, R. de C., Martins da Silva, W.H., Silva, L.S., Fraga de Almeida, R., Santos, G.A. & Pena, C.A.A. (2022). Assessment of industrial performance for market pulp production between eucalypt and corymbia hybrids clones. *Revista Árvore*, 46: e4628. <https://doi.org/10.1590/1806-908820220000028>
- Nogueira, M.C.J.A., Vasconcelos, J.S., De Araujo, V.A., Christoforo, A.L. & Lahr F.A.R. (2021). Characterization of *Corymbia citriodora* wood for construction. *Holos*, 37(1): e10747. En: <https://www2.ifrn.edu.br/ojs/index.php/HOLOS/article/view/10747>. (Consulta: septiembre, 2025).
- Pereira, A., Ribeiro, N., Cupertino, G. & Rodrigues, B. (2021). Eucaliptos não tradicionais: uma revisão sistemática sobre *Eucalyptus camaldulensis*, *Corymbia citriodora* e *Corymbia maculata*. En: Evangelista, W.V. (Org.). *Madeiras nativas e plantadas do Brasil: qualidades, pesquisas e atualidades*. Editora científico Digital. Guarujá, Brasil. Cap. 26. Pp:436-450. <https://doi.org/10.37885/210604948>
- Peres, L.C., Carneiro, A.O., Figueiró, C.G., Fialho, L., Gomes, M.F. & Valente, B.T. (2019). Clonal selection of *Corymbia* for energy and charcoal production. *Adv. For. Sci.*, Cuiabá, 6(3): 749–753. <https://doi.org/10.34062/afs.v6i3.8293>
- Pinto, E. M., Machado, G., Felipetto, R., y Christoforo, A., Lahr, F., y Calil, C. (2016). Thermal Degradation and Charring Rate of *Corymbia citriodora* and *Eucalyptus grandis* Wood Species. *The Open Construction and Building Technology Journal*, 10, (Suppl. 3: M8): 450–456. En: [https://www.researchgate.net/publication/304574391\\_Thermal\\_Degradation\\_and\\_Charring\\_Rate\\_of\\_and\\_Wood\\_Species](https://www.researchgate.net/publication/304574391_Thermal_Degradation_and_Charring_Rate_of_and_Wood_Species). (Consulta: septiembre 2025).
- Prado D., Aguirre, J., Barros, S. et al (1986). Especies forestales exóticas de interés económico para Chile. Santiago, Chile: INFOR: CORFO. <https://doi.org/10.52904/20.500.12220/1293>
- Reis, C.A.F., de Assis, F.T., Santos, A.M. & Filho, E.P. (2014). *Corymbia maculata*: estado da arte de pesquisas no Brasil. Documentos Embrapa Florestas, N° 263. ISSN 1980-3958. Colombo, PR. Brasil. 50 p. En: <https://www.infoteca.cnptia.embrapa.br/infoteca/bitstream/doc/1003457/1/Doc.263Reis.pdf>

- Rockwood, D., Rudie, A., Ralph, S., Zhu, J. & Winandy, J. (2008). Energy product options for *Eucalyptus* species grown as short rotation woody crops. Int J. Mol. Sci., 9(8):1361. <https://doi.org/10.3390/ijms9081361>
- Segura, T. & da Silva, F.G (2016). Potential of *C. citriodora* wood species for kraft pulp production. Tappi Journal 15(3): 159-164. En: <https://imisirise.tappi.org/TAPPI/Products/16/MAR/16MAR159.aspx?utm> (Consulta: septiembre 2025)
- Silva, P., Poggiani, F., Ferraz, A.V., Sixel, R.M.M. & Brito, J.O. (2012). Balanço nutricional, produção de óleo essencial e madeira de *Corymbia citriodora* Hill & Johnson com aplicação de lodo de esgoto e fertilizante mineral. Ciência Florestal, 22(4): 821-831. <https://doi.org/10.5902/198050987563>
- Silva, P., Pinheiro, J., Vidaurre, G., Trugilho, P., Silva, F. & de Paula, R. (2023). Unleashing nature's potential of *Corymbia*: Development of commercial genotypes and adaptation of populations for the forestry industry. Agrociencia Uruguay, 27(NE2): e1245. <https://doi.org/10.31285/AGRO.27.1245> .
- Souza, L. (2019). El género *corymbia* como alternativa para la producción de pulpa para papel y otros usos maderables. Tesis Magister en Ingeniería Ambiental. Universidad Nacional Experimental de los Llanos Occidentales, Vicerrectorado de infraestructura y Procesos Industriales. Cojedes Venezuela. 101 p. En: [https://deforsa.com/wp-content/uploads/2023/09/TRABAJO\\_GRADO\\_Corymbia\\_2019.pdf](https://deforsa.com/wp-content/uploads/2023/09/TRABAJO_GRADO_Corymbia_2019.pdf). (Consulta: septiembre, 2025)
- Vieira, W.L., Amorim, E.P., Freitas, M.L.M., Guerrini, I.A., Rossi, M. & Longui, E.L. (2020). Wood potential of 33-year-old *Corymbia citriodora* for pulp and paper in three soil types. Rev. Inst. Flor., 32(2): 203-214. <https://doi.org/10.24278/2178-5031.202032207>



## OPINIÓN

**Diversidad genética y endogamia en *Nothofagus alessandrii*: una revisión crítica de la evidencia y sus implicancias para la conservación**Juan Neira Morales 

Estudiante Programa de Doctorado en Salud Ecosistémica, Centro de Investigación de Estudios Avanzados del Maule, Universidad Católica del Maule, Talca, Chile.

DOI: <https://doi.org/10.52904/0718-4646.2025.638>

Recibido: 20.07.2025; Aceptado: 25.07.2025.

**RESUMEN**

*Nothofagus alessandrii* es una especie arbórea y endémica del bosque maulino, que en la actualidad se encuentra en peligro de extinción. Esta situación, sumado a la baja tasa de regeneración natural y alta proporción de semillas vanas, ha llevado a plantear que sus poblaciones podrían estar sujetas a endogamia. En esta opinión planteamos, sin embargo, que los datos actuales no sustentan la hipótesis de que exista endogamia en poblaciones adultas, sin desconocer que el escenario actual se presenta como una amenaza que podría derivar eventualmente en un problema de endogamia real.

**Palabras clave:** *Nothofagus alessandrii*, árbol endémico, endogamia.

**SUMMARY**

*Nothofagus alessandrii* is an endemic tree species of the Maulino forest, which is currently in danger of extinction. This situation, coupled with the low rate of natural regeneration and high proportion of empty seeds, has led to the suggestion that its populations could be subject to inbreeding. In this opinion we state, however, that current data do not support the hypothesis that inbreeding exists in adult populations, without ignoring that the current scenario is presented as a threat that could eventually lead to a real inbreeding problem.

**Key words:** *Nothofagus alessandrii*, endemic tree, endogamy.

**INTRODUCCIÓN**

*Nothofagus alessandrii* Espinosa es un árbol endémico del bosque maulino, que en la actualidad se encuentra en peligro de extinción (Barstow *et al.*, 2020; Santelices-Moya *et al.*, 2023). A comienzos de los años 80, su cobertura se estimaba sobre 800 hectáreas (San Martín *et al.*, 1984). Desde entonces, se ha registrado una drástica disminución de su cobertura que actualmente apenas sobrepasa las 146 hectáreas (Cabrera-Ariza *et al.*, 2025). A raíz de esta situación, se ha planteado la posibilidad de que sus poblaciones remanentes estén sujetas a altos niveles de endogamia, sumado a la baja capacidad de adaptación y una suerte de “primitivismo evolutivo” (Torres-Díaz *et al.*, 2007; Santelices *et al.*, 2019). Si bien es cierto que las poblaciones de *N. alessandrii* se encuentran fragmentadas y que las tasas de germinación y crecimiento temprano son bajas, los argumentos utilizados para fundamentar la hipótesis de alta endogamia no se condicen con la evidencia disponible que, más bien, indica que la diversidad genética de *N. alessandrii* es moderada. Por ello, en esta opinión planteamos —a la luz de la evidencia disponible— que la diversidad genética de las poblaciones remanentes de *N. alessandrii* no permite establecer que estén sometidas a altos niveles de endogamia, sin desconocer —por cierto— que el escenario actual en que se encuentran sus remanentes representa una amenaza que en un futuro podría desencadenar efectivamente en una situación de endogamia real.



## ANTECEDENTES

La hipótesis que plantea la existencia de altos niveles de endogamia en poblaciones de *N. alessandrii* surgió a partir de consideraciones evolutivas, ecofisiológicas y análisis históricos de conservación. Desde la perspectiva evolutiva, se ha establecido una relación cuestionable entre el origen filogenético de *N. alessandrii* y su diversidad genética, sugiriendo que por tratarse de una especie “primitiva” dentro del género *Nothofagus* (Hill & Jordan, 1993), entonces su diversidad genética debería ser necesariamente baja y estar sujeta a altos niveles de endogamia (Torres-Díaz *et al.*, 2007). Sin embargo, esta asociación carece de fundamento empírico, porque la posición evolutiva de una especie no determina por sí sola la variabilidad genética ni estructura poblacional actual (Ellegren & Galtier, 2016).

Desde un punto de vista ecofisiológico, esta hipótesis se ha sustentado sobre la base de la baja tasa de germinación y supervivencia temprana (Santelices *et al.*, 2019), lo que explicaría su baja capacidad adaptativa dada su reducida diversidad genética (Mace *et al.*, 2003). Aunque es cierto que la mayoría de las plántulas sobrevive solo en condiciones de vivero (Santelices *et al.*, 2019), y en ensayos de campo no sobreviven más allá del primer año de vida (Acevedo *et al.*, 2020), la razón de este fenómeno no implica endogamia *per se*, sino que más bien responde a requerimientos ecológicos de *N. alessandrii*, especie dependiente de ambientes húmedos y sombreados durante etapas de crecimiento temprano (Bustamante & Castor, 1998). Esta característica podría deberse a que *N. alessandrii*, así como otros ejemplares del género *Nothofagus*, presente hojas preformadas, lo que implica un lento proceso de aclimatación a la exposición a la luz (Coopman *et al.*, 2008). Por lo tanto, la baja supervivencia en etapas de desarrollo temprano respondería más bien a requerimientos ecológicos específicos que a una evidencia de endogamia asociada.

Por último, es cierto que el problema de conservación de *N. alessandrii* se acarrea desde fines del siglo XIX e inicios del XX, época en que su tala era habitual para la construcción de viviendas (Espinosa, 1928), pero su disminución acelerada no ocurrió hasta pasada la segunda mitad del siglo XX, particularmente con la promulgación del Decreto Ley 701 (Ministerio de Agricultura, 1974). Este decreto subsidió eventos de cambio de uso de suelo que tomaron lugar en gran parte del centro-sur de Chile, facilitando el reemplazo de los bosques nativos por plantaciones forestales de especies exóticas como *Pinus radiata* D. Don y *Eucalyptus* L'Hér (Echeverría *et al.*, 2006; Miranda *et al.*, 2017). Este evento, aunque catastrófico para los bosques nativos, no implica necesariamente que las poblaciones actuales de *N. alessandrii* estén sujetas a altos niveles de endogamia. En un estudio dendrocronológico realizados por Santelices-Moya *et al.*, (2022) se encontró que la edad de los individuos adultos oscila entre 75 y 129 años, con un promedio de 95 años. Esto implica que el establecimiento de los árboles actuales es anterior a los eventos de deforestación y fragmentación acaecidos durante la segunda mitad del siglo XX, lo que debilita la hipótesis de que las poblaciones actuales de *N. alessandrii* presenten bajos niveles de diversidad genética.

## ESTUDIOS DE DIVERSIDAD GENÉTICA

La evidencia más notable que refuta la hipótesis de que exista altos niveles de endogamia en poblaciones de *N. alessandrii* proviene de cuatro estudios genéticos disponibles a la fecha. Estos estudios han evaluado la diversidad genética de *N. alessandrii* utilizando distintos marcadores moleculares como isoenzimas, proteínas de reserva o microsatélites, y de forma general se ha reportado que los niveles de diversidad son moderados e incluso comparables con los de otras especies del género *Nothofagus* con rangos de distribución más amplios como *Nothofagus dombeyi* Mirb. Oerst., (Premoli, 1997).

En un estudio de Pineda (1998), se encontró de 2 a 4 alelos por *locus*, lo que indica un nivel de diversidad genética moderado. Además, el valor de diferencia genética entre poblaciones ( $F_{ST}$ ) fue 0,15, lo que sugiere un valor moderado con cierta estructuración genética entre poblaciones. Por su parte, la investigación de Torres-Díaz *et al.* (2007), también basada en análisis de isoenzimas, encontró niveles moderados de diversidad genética, con un número promedio de alelos por *locus* entre 1,3 y 2,4 y entre 2,0 a 2,7 *loci* polimórficos. Sus resultados arrojaron una diferenciación genética considerable entre poblaciones ( $G_{ST} = 0,257$ ). Y una heterocigosidad esperada media ( $H_e$ ) moderada (media 0,182).



Si bien en un estudio realizado por [Martin et al., \(2010\)](#) se encontró un  $H_e$  promedio de 0,122, lo que es un valor de diversidad genética bajo, el trabajo de [Torres-Díaz et al., \(2021\)](#) detectó que la diversidad genética era más bien moderada. En su estudio, el número de alelos promedio por *locus* fue de 4,81 lo que es un valor relativamente alto considerando que *N. alessandrii* es una especie endémica y en peligro de extinción ([Santelices-Moya et al., 2023](#)). En cuanto a los valores de heterocigosidad, se encontraron valores similares entre la heterocigosidad observada ( $H_o$ ) y esperada ( $H_e$ ), lo que implica que no hay evidencia de pérdida de heterocigosidad ni endogamia severa en las poblaciones actuales de *N. alessandrii* ([Torres-Díaz et al., 2021](#)).

## DISCUSIÓN

Los estudios analizados coinciden en que los índices de diversidad genética observados en *N. alessandrii* son moderados, pero es importante resaltar algunas consideraciones relacionadas con las estrategias de reproducción, situación actual de sus poblaciones y posibles escenarios futuros de esta especie. En primer lugar, los remanentes de *N. alessandrii* representan una pequeña muestra de una extensión pasada más amplia, y la mayoría de los árboles actuales son de crecimiento secundario. Si bien, esta estrategia otorga resiliencia a sus poblaciones frente a disturbios puntuales, puede ser inadecuada para sostenerlas a largo plazo ([Santelices-Moya et al., 2022](#)). En segundo lugar, *N. alessandrii* es altamente dependiente de fecundación entre distintos individuos y no tanto de la autofecundación ([Torres-Díaz et al., 2007](#)) y, aunque esto puede parecer una ventaja adaptativa, los incendios forestales destruyen sus semillas, por lo que en escenarios post incendios la recuperación ocurre principalmente mediante rebrotes ([Gómez et al., 2022](#)), lo que acentúa el riesgo de endogamia. Por último, los remanentes de *N. alessandrii* se encuentran fragmentados ([Cabrera-Ariza et al., 2025](#)), por lo que es posible que en los próximos años el flujo génico entre remanentes tienda a disminuir, especialmente si no se toman medidas de gestión que favorezcan la conectividad y regeneración sexual entre fragmentos.

Considerando estos antecedentes, aunque en la actualidad no haya evidencia que respalde la hipótesis de que existan altos niveles de endogamia en los remanentes de *N. alessandrii*, la combinación de regeneración asexual predominante, la fragmentación de su hábitat y potencial reducción del flujo génico entre remanentes, podrían conducir a un escenario de endogamia real. Por ello, es fundamental que las estrategias de conservación se orienten a fortalecer la conectividad y promover la regeneración sexual. Por último, es importante destacar que esta opinión se basa en tan solo cuatro estudios que han evaluado la diversidad genética en *N. alessandrii*. Además, se desconoce el efecto de los incendios forestales de 2017 sobre los remanentes de esta especie ([Valencia et al., 2018](#)), por lo que no es descartable que en un mediano o largo plazo se presente un escenario de alta endogamia que podría sumarse al ya delicado estado de conservación de *N. alessandrii*.

## CONCLUSIÓN

La diversidad genética de los remanentes de *N. alessandrii* es, en general, moderada. Sin embargo, ante el panorama actual de la fragmentación de hábitat e incendios forestales, no es descartable que las futuras poblaciones de *N. alessandrii* experimenten una disminución de su diversidad genética y presenten mayores niveles de endogamia. Por ello, es fundamental que futuros estudios amplíen el muestreo de diversidad genética, considerando la edad de los individuos, con el propósito de distinguir entre árboles establecidos antes y después de los procesos de fragmentación, monitorear las estrategias de reproducción y analizar el éxito de reclutamiento de nuevos ejemplares y asociarla con índices de diversidad genética.

## REFERENCIAS

Acevedo Tapia, M., Álvarez, C., Cartes Rodríguez, E., Dumroese, R. K., & González Ortega, M. (2020). Production and establishment techniques for the restoration of *Nothofagus alessandrii*, an endangered keystone species in a Mediterranean forest. *New Forests*, N° 51. Pp: 159–174. <https://doi.org/10.1007/s11056-019-09724-x>



- Barstow, M., Echeverría, C., Baldwin, H. & Rivers, M.C. (2020). *Nothofagus alessandrii* (amended version of 2017 assessment). The IUCN Red List of Threatened Species 2020: e.T32033A177350927.
- Bustamante, R., & Castor, C. (1998). The decline of an endangered temperate ecosystem: the rui ( *Nothofagus alessandrii* ) forest in central Chile. Biodiversity & Conservation, N° 7. Pp: 1607-1626. <https://doi.org/10.1023/A:1008856912888>
- Cabrera-Ariza, A. M., Rivas, C. A., Aguilera-Peralta, M., Navarro-Cerrillo, R. M., & Santelices-Moya, R. (2025). Updating the distribution of *Nothofagus alessandrii*: Impact of deforestation, fragmentation and connectivity. Forest Ecosystems, 12, 100272. <https://doi.org/10.1016/j.fecs.2024.100272>
- Coopman, R. E., Reyes-Díaz, M., Briceño, V. F., Corcuera, L. J., Cabrera, H. M., & Bravo, L. A. (2008). Changes during early development in photosynthetic light acclimation capacity explain the shade to sun transition in *Nothofagus nitida*. Tree Physiology, 28(10): 1561-1571. <https://doi.org/10.1093/treephys/28.10.1561>
- Echeverría, C., Coomes, D., Salas, J., Rey-Benayas, J. M., Lara, A., & Newton, A. (2006). Rapid deforestation and fragmentation of Chilean temperate forests. Biological Conservation, 130(4): 481-494. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2006.01.017>
- Ellegren, H., & Galtier, N. (2016). Determinants of genetic diversity. Nature Reviews Genetics, 17(7): 422-433. <https://doi.org/10.1038/nrg.2016.58>
- Espinosa M. (1928). Dos especies nuevas de *Nothofagus*. Revista Chilena de Historia Natural 22:171-197
- Gómez, P., Espinoza, S., Garrido, P., Martín, J. S., & Ormazábal, Y. (2022). Post-fire tree regeneration from seed of the endangered *Nothofagus alessandrii* Espinosa in the Maule region of central Chile. Southern Forests: a Journal of Forest Science, 84(1): 75-82. <https://doi.org/10.2989/20702620.2022.2039044>
- Hill, R., & Jordan, G. (1993). The evolutionary history of *Nothofagus* (*Nothofagaceae*). Australian Systematic Botany, 6(2): 111-126. <https://doi.org/10.1071/SB9930111>
- Mace, G. M., Gittleman, J. L., & Purvis, A. (2003). Preserving the tree of life. Science, 300(5626): 1707-1709. <https://doi.org/10.1126/science.1085510>
- Martín, M., Muñoz, S., Muñoz, F., Uribe, M., Molina, J., Herrera, M., ... & Álvarez, J. (2010). Primeros resultados en el desarrollo de un marcador genético basado en las proteínas de reserva en dos especies del género *Nothofagus*. Bosque (Valdivia), 31(3): 252-257. <https://doi.org/10.4067/S0717-92002010000300010>
- Ministerio de Agricultura. (1974). Fija régimen legal de los terrenos forestales o preferentemente aptos para la forestación, y establece normas de fomento sobre la materia. En: <https://bcn.cl/27n2x> (Consulta: julio, 2025).
- Miranda, A., Altamirano, A., Cayuela, L., Lara, A., & González, M. (2017). Native forest loss in the Chilean biodiversity hotspot: revealing the evidence. Regional Environmental Change, N° 17. Pp: 285-297. <https://doi.org/10.1007/s10113-016-1010-7>
- Pineda G. (1998). Determinación de los patrones de variabilidad genética en poblaciones de raulí (*Nothofagus alpina* (Poepp. et Endl.) Oerst.) y rui (*Nothofagus alessandrii* Espinosa), por medio de electroforesis horizontal en geles de almidón. Tesis Ingeniería Forestal. Santiago, Chile. Facultad de Ciencias Agrarias y Forestales, Universidad de Chile.
- Premoli, A.C. (1997). Genetic variation in a geographically restricted and two widespread species of South American *Nothofagus*. Journal of Biogeography, 883-892. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2699.1997.00115.x>
- San Martín, J, Figueroa, H., & Ramírez, C. (1984). Fitosociología de los bosques de rui (*Nothofagus alessandrii* Espinosa) en Chile Central. Revista Chilena de Historia Natural, N° 57. Pp: 171-200.
- Santelices, R., Espinoza, S., & Cabrera, A. (2019). Abastecimiento de semillas de *Nothofagus alessandrii* con consideraciones genéticas. Ciencia & Investigación Forestal, 25(1): 39–54. <https://doi.org/10.52904/0718-4646.2019.509>

- Santelices-Moya, R., Gibson-Carpintero, S., Cabrera-Ariza, A., Santini-Junior, L., & Venegas-González, A. (2022).** Reduced rainfall variability reduces growth of *Nothofagus alessandrii* Espinosa (*Nothofagaceae*) in the Maule Region, Chile. *Forests*, 13(8), 1184. <https://doi.org/10.3390/f13081184>
- Santelices-Moya, R., Cabrera-Ariza, A., Silva-Flores, P., & Ramos-Campos, P. (2023).** Variación intraespecífica en *Nothofagus alessandrii* una especie endémica en peligro de extinción de los bosques mediterráneos de Chile. *Bosque (Valdivia)*, 44(2): 315-327. <https://doi.org/10.4067/s0717-92002023000200315>
- Torres-Díaz, C., Ruiz, E., González, F., Fuentes, G., & Cavieres, L. A. (2007).** Genetic diversity in *Nothofagus alessandrii* (*Fagaceae*), an endangered endemic tree species of the Coastal Maulino Forest of Central Chile. *Annals of Botany*, 100(1): 75-82. <https://doi.org/10.1093/aob/mcm073>
- Torres-Díaz, C., Valladares, M. A., Molina-Montenegro, M. A., & Mora-Poblete, F. (2021).** Isolation and characterization of microsatellites for the endangered endemic tree *Nothofagus alessandrii* (*Nothofagaceae*). *Molecular Biology Reports*, 48(4): 3877-3883. <https://doi.org/10.1007/s11033-021-06291-3>
- Valencia, D., Saavedra, J., Brull, J., & Santelices, R. (2018).** Severidad del daño causado por los incendios forestales en los bosques remanentes de *Nothofagus alessandrii* Espinosa en la Región del Maule de Chile. *Gayana. Botánica*, 75(1): 531-534. <https://doi.org/10.4067/S0717-66432018000100531>





***[www.infor.cl](http://www.infor.cl)***  
***<https://revista.infor.cl>***