

CIENCIA & INVESTIGACIÓN FORESTAL





<https://revista.infor.cl>



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
santiago.barros@infor.cl braulio.gutierrez@infor.cl



CONTENIDO

ARTÍCULOS

- | | |
|---|-----------|
| Efecto de protecciones individuales en el crecimiento inicial de liquidámbar (<i>Liquidambar styraciflua</i>). | 5 |
| Verónica Löewe Muñoz & Marta González Ortega. | |
| Regeneración natural o plantación, análisis tras veinte años de crecimiento de roble (<i>Nothofagus obliqua</i>) en Panguipulli, Chile. | 17 |
| Sabine Müller-Using Wenzke; Yasna Rojas Ponce; Burkhard Müller-Using & Marjorie Martin Stuen. | |
| Evaluación de métodos de manejo de la regeneración natural de <i>Pinus radiata</i> para restablecer rodales productivos post incendios forestales. | 33 |
| Juan Pinilla Suarez; Mauricio Navarrete Torres; Joaquín García Inostroza; Felipe Navarrete Ulloa & Karina Luengo Vergara. | |
| Efecto de diferentes dosis de radiación gamma en una plantación recién establecida de <i>Eucalyptus nitens</i> en la región del Biobío. | 45 |
| Petricio Rojas Vergara; Jorge González Campos; María Molina Brand; Laura Koch Zúñiga; Tamara Vera Castro; Ethel Velásquez Opazo; Daniel Villegas Nassar; Dorys Ly Muñoz; Eulogio de la Cruz Torres & Josefina González Jiménez. | |
| APUNTES | |
| Manejo forestal sustentable y biodiversidad. | 55 |
| Roberto Ipinza Carmona; Santiago Barros Asenjo; Carmen Luz de la Maza Asquet; Julio Torres Cuadros & Paola Jofré Filgueira. | |
| Antecedentes para una definición formal del concepto “monocultivo forestal”. | 77 |
| Edison García Rivas & Mauricio Aguilera Fernández. | |



ARTÍCULO

Efecto de protecciones individuales en el crecimiento inicial de liquidámbar (*Liquidambar styraciflua*)

Verónica Löewe Muñoz^{1*} & Marta González Ortega²

¹ Instituto Forestal, sede Metropolitana; Centro Nacional de Excelencia para la Industria de la Madera (CENAMAD), Pontificia Universidad Católica de Chile. veronica.loewe@infor.cl

² Instituto Forestal, sede Biobío. marta.gonzalez@infor.cl

*Autor para correspondencia

DOI: <https://doi.org/10.52904/0718-4646.2023.579>

Recibido: 13.12.2022; Aceptado 11.01.2023

RESUMEN

El crecimiento del sector forestal se ha basado en el cultivo de dos especies (pino radiata y eucalipto) establecidas como monocultivo. Existe cada vez mayor conciencia sobre la necesidad de diversificar la actividad forestal, tanto en cantidad de especies como en los modelos productivos. En este marco resulta interesante la utilización de especies madereras de alto valor en plantaciones forestales, así como la aplicación e implementación de técnicas que permitan mejorar el crecimiento y la calidad de la madera. Este artículo presenta resultados de una plantación de liquidámbar (*Liquidambar styraciflua*), de 3 años, establecida con distintos tipos de protecciones individuales. Liquidambar es una de las especies de alto valor considerada en el proyecto "Silvicultura de especies no tradicionales, una mayor diversidad productiva", financiado por el FIA y ejecutado por INFOR, donde se analizó el efecto de distintos tipos de protecciones sobre el crecimiento inicial de la especie. Las protecciones probadas corresponden al tradicional (*Tubex*) y a dos protectores artesanales de bajo costo, contruidos con material de desecho.

Palabras clave: Diversificación forestal, *Liquidambar styraciflua*, shelters

SUMMARY

The growth of the forestry sector has been based on the cultivation of two species (radiata pine and eucalyptus) established as monoculture. There is a growing awareness of the need to diversify the forestry activity, both in terms of the number of species and productive models. In this framework, the use of high-value timber species in forest plantations is interesting, as well as the application and implementation of techniques that allow improving the growth and quality of wood. This article presents the results of a 3-year-old sweetgum (*Liquidambar styraciflua*) plantation established with different types of individual protections. Liquidambar is one of the high-value species included in the project "Forestry of non-traditional species, greater productive diversity", funded by the FIA and executed by INFOR, analyzing how different types of protections affect the initial growth of the species. The tested protections correspond to the traditional shelter (*Tubex*) and two built with waste material, with the aim of reducing costs.

Key words: forest diversification, shelters, *Liquidambar styraciflua*

INTRODUCCIÓN

La Especie

Liquidambar es un árbol longevo, originario de Estados Unidos, que alcanza diámetros de 60 a 70 cm, incluso de hasta 150 cm en buenos sitios (Collingwood & Brush, 1962), y alturas entre 30 y 45 m (Schlaegel, 1984; Webb *et al.*, 1984). Su nombre científico se debe al botánico sueco Carl von Linne, y hace referencia al líquido balsámico, fragante y amarillento que exuda desde la corteza (Collingwood &

Brush, 1962). En sectores abiertos liquidámbaar desarrolla una copa piramidal muy simétrica, con ramas horizontalmente a lo largo del fuste; en bosques densos se produce poda natural, quedando el tronco limpio de ramas, con una copa alargada y estrecha (Grimm, 1962). Es una especie típica de sectores húmedos y fondos de río, pero crece mejor en terrenos elevados, húmedos y fértiles, siendo tolerante a suelos de texturas medias a pesadas, alcalinos a neutros y húmedos, y con algún grado de salinidad (Webb *et al.*, 1984).

Se adapta bien tanto a climas fríos como subtropicales (Carnevale, 1955), considerándose como resistente al frío; necesita plena luz solar (Gordon y Rowe, 1982). En su rango de distribución natural, las temperaturas mínimas fluctúan entre -20 y -4°C, las máximas del mes más cálido entre 25 y 36°C, las mínimas del mes más frío entre -11 y 5°C, y la temperatura media anual entre 8 y 20°C (Webb *et al.*, 1984); los días libres de heladas fluctúan entre 180 y 320 al año (Fowells, 1965). La precipitación media anual fluctúa entre 1.000 a 1.500 mm, y en la estación de crecimiento alcanza 500 a 600 mm (Fowells, 1965; Webb *et al.*, 1984), con hasta 5 a 6 meses secos por año. Resiste el viento en cerros y laderas de suelos arenosos, desarrollando un sistema radicular pivotante fuerte (Turner, 1937 cit. por Fowells, 1965). También es tolerante a vientos salinos y a heladas (Webb *et al.*, 1984).

El liquidámbaar es uno de los árboles de mayor importancia maderera en el sudeste de Estados Unidos (Grimm, 1962), tanto para pulpa como para chapas, con una madera pesada, dura y densa, poco resistente que se comercializa como sustituto del nogal en muebles y ebanistería, terminaciones de interiores, cajas y artesanías. Las plantaciones realizadas con esta especie son principalmente con fines ornamentales y de sombra, ya que es un árbol muy hermoso, tanto por su forma como por su follaje, que en otoño adquiere un color rojo intenso (Bilan, 1974).

En Chile, la especie fue considerada en un estudio realizado en la provincia de Arauco, cuyo objetivo fue diversificar la masa boscosa del país; se ensayaron varias especies, con resultados poco favorables, tal vez debido a las técnicas de cultivo empleadas. Posteriormente, en los años 1959/60 en el marco del Plan Chillán se establecieron plantas en Colcura, que a los cinco años presentaban escaso desarrollo (Bay-Schmith, 1965); desgraciadamente, no existen evaluaciones posteriores de dicha experiencia. Actualmente se encuentra en calles, avenidas y parques de ciudades, principalmente con fines ornamentales.

Técnicas de Cultivo

Uno de los problemas más serios que se enfrenta al realizar una plantación forestal es la presencia de fauna silvestre, que daña las plantas por diferentes causas (ramoneo, descortezado, escodado, roeduras y restrigüe), con efectos que pueden alcanzar una magnitud significativa de la producción (Van Lerberghe, 2014). Por lo mismo, es necesario minimizar los daños, sobretodo en plantaciones a baja densidad. Entre los sistemas de protección, existen algunos que consideran toda la superficie plantada, conocidos como de *protección total* (cercos), y otros a nivel de árbol individual, entre los que se encuentra la aplicación de productos repelentes, y la instalación de *protecciones individuales* (mallas plásticas o metálicas, o tubos protectores) alrededor de cada planta. Los tubos protectores industriales o *shelters*, elaborados con polipropileno con diferente forma y color según el fabricante, se diseñan según las necesidades del cultivo o para facilitar su transporte.

Su instalación debe ser cuidadosa, dejándolos fijos en posición vertical por medio de un tutor bien enterrado para evitar defectos en las plantas. En suelos muy arcillosos no se deben dejar muy enterrados, para evitar que se acumule agua en su interior, la que sofocaría la planta afectada. Los tubos pueden ser utilizados en muchas especies, tanto latifoliadas como coníferas, mostrando buenos resultados tanto con especies de rápido crecimiento, cuyo desarrollo inicial supera rápidamente la altura del tubo, como también en especies de crecimiento lento, a las que protege de la competencia de malezas. También se pueden usar protecciones individuales para proteger la regeneración natural, en el caso de siembra directa, se usan tubos pequeños (30-40 cm de altura). Para especies como cerezo, robles y fresno, apetecibles por muchos animales, es indispensable el uso de este tipo de protecciones, dependiendo su altura del tipo de animal (existen de hasta 250 cm de largo, empleados cuando hay vacunos o ciervos en las inmediaciones) (Figura 1) (Buresti, 1992; 1993).



Figura 1. Empleo de shelters largos para proteger las plantas del ramoneo de ganado mayor (vacuno) y de la aplicación de herbicidas. Francia. (Fotografía: V. Löewe).

Además de proteger contra la fauna, los tubos presentan un efecto positivo en el desarrollo inicial de las plantas, reduciendo la competencia de las malezas. También facilitan la visualización de las plantas en terreno y mejoran el rendimiento en la aplicación de herbicidas en condiciones de mucha maleza, de modo que los herbicidas no dañan a las plantas (**Figura 2**); si se hace un control mecánico, reducen el impacto de los golpes, evitando heridas severas en el fuste. También se ha mencionado un “efecto psicológico” que los tubos tienen sobre el operador, ya que, si una planta es golpeada, siendo bastante visibles, está obligado a reinstalarlos, operación que implica gran pérdida de tiempo, por lo que se esmera en evitar alcanzarlos.

El mayor crecimiento inicial de las plantas con shelters se debería al microclima interno, especie de “efecto invernadero” debido a la mayor humedad, temperatura y concentración de CO₂, protección del viento y reducción del movimiento del fuste (Sestini, 1995), lo que activaría la fotosíntesis. Sin embargo, el incremento de temperatura en su interior podría resultar dañino en climas mediterráneos muy secos y con especies sensibles.

En términos generales, e independientemente de las especies y de los sitios, el crecimiento de los árboles se puede separar en tres fases: crecimiento rápido al interior de los tubos, seguido de una disminución de crecimiento luego de la emergencia, y una estabilización posterior (crecimiento normal). Por ejemplo, en plantaciones de cerezo común (*Prunus avium*) a baja densidad con protecciones individuales, con una altura inicial de 50 a 83 cm (según el sitio), el primer año las plantas crecieron entre 76 y 138 cm, y el segundo entre 80 y 95 cm; en cambio una plantación de la misma especie sin protección individual las plantas crecieron 21 cm el primer año y 14 cm el segundo en situaciones similares (CEMAGREF, 1994). De todas las especies ensayadas, cerezo presenta una altura superior los primeros años de la plantación, seguida por arce (*Acer pseudoplatanus*) y nogal híbrido (*Juglans regia x*

J. nigra). Estas especies, al salir de los tubos al tercer año, disminuyen su crecimiento. No obstante, el fresno (*Fraxinus sp*) y el nogal común (*Juglans regia*) todavía se beneficiaban al tercer año, por la influencia del efecto invernadero dentro del tubo.

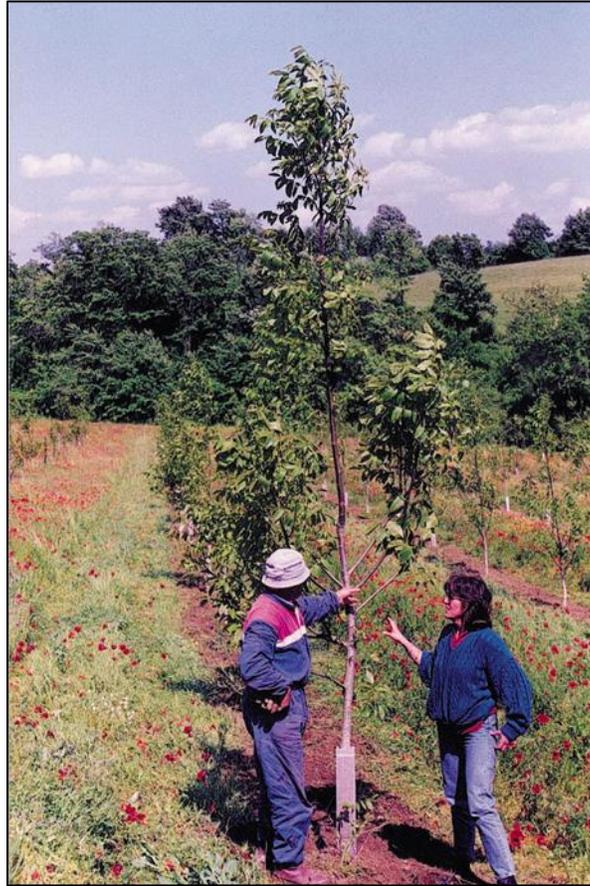


Figura 2. Empleo de shelters para proteger plantas de cerezo y nogal para madera, tanto de la fauna silvestre como de la aplicación de herbicidas. Italia. (Fotografía: V. Löewe).

Cabe notar que en muchas plantaciones realizadas en Francia no se consideran cercos, de modo de permitir la libre circulación del ganado, por lo que protegen los árboles los primeros años con shelters plásticos de 1,2 m a 2,5 m de altura, que también cumple el papel de invernadero (**Figura 3**). Si la protección individual se usa principalmente para proteger del ganado bovino, debe acompañarse de un plan de pastoreo adecuado, para evitar daños a los tubos, lo que puede deberse al uso de tubos y tutores demasiado cortos (tubo < a 2,5 m y tutor < a 2,3 m), y también a una carga animal o a una frecuencia de pastoreo demasiado elevada.



Figura 3. Vista general de plantación de especies latifoliadas para producción de maderas valiosas en Francia, con shelters para evitar cercar el cuartel, favoreciendo la circulación de fauna silvestre (Fotografía: V. Löewe).

El uso de protecciones individuales requiere poda de formación, ya que favorecen el desarrollo de ramas laterales verticales que compiten con el ápice, las que se deben eliminar antes que salgan del tubo, intervención que requiere levantar el protector (Löewe & Pelissou, 2003).

En general, cuando no hay presencia de ganado o de daños ocasionados por ciervos, los árboles no necesitan protecciones individuales. Pero las ventajas de su uso son notorias, incluyendo un menor costo respecto a un cerco; queda disponible para el ganado una mayor superficie de pradera; se protegen las plantas contra los daños del ganado y de las condiciones climáticas adversas; el efecto invernadero interior aumenta el crecimiento juvenil de la planta respecto a una plantación sin protecciones; y facilita el control de malezas, pudiéndose utilizar sin riesgo herbicidas sistémicos como el glifosato (Figura 4) (Löewe & Pelissou, 2003).

En Córcega, el Centro Regional de la Propiedad Forestal (CRPF), la Oficina Nacional de los Bosques Franceses (ONF) y la Dirección Provincial de la Agricultura (DDA) implementaron una recuperación de sectores montañosos (ONF, 1995). Para ello, entre 1980 y 1994 se plantaron 1.000 ha con procedencias seleccionadas o clones de las especies *Acer pseudoplatanus*, *Sorbus domestica*, *Sorbus torminalis*, *Castanea sativa*, *Tilia grandifolia* y nogal híbrido. Los árboles se podaron hasta 4-6 metros y protegieron con protecciones individuales (marca Tubex) para prevenir daños de animales (caprinos, ovinos, bovinos y cerdos), con resultados positivos.



Figura 4. Empleo de shelters en plantas de nogal para madera de calidad asociado con trigo, para proteger de la aplicación de herbicidas y disminuir riesgos derivados del uso combinado del suelo. Francia. (Fotografía: V. Löewe).

Para evaluar si es conveniente usar cercos o protecciones individuales (tubos o shelters) existe una fórmula, (1), basada en el índice de superficie crítica (Sestini, 1995).

$$I = C_m \times P / N \times C_1 \quad (1)$$

Donde;

- C_m : Costo del cerco (por metro lineal)
- C_1 : Costo de la protección individual, incluyendo instalación
- P : Largo del cerco
- N : Número de árboles a proteger.

Si el índice es superior a 1, la protección individual representa la solución más económica; de lo contrario, el cerco resulta más conveniente.

Existen tubos de sección cuadrada, circular, triangular y hexagonal, lo que no influye en su eficacia (Sestini, 1995). Los largos disponibles en el mercado varían desde 60 cm a 180 cm (60, 70, 120, 150, 180 o más). El uso de una medida u otra depende de las necesidades de protección de las plantas (si hay pequeños roedores bastará con el de 60 cm, y donde hay ciervos se requerirá el de 180 cm o más). En la parte inferior de algunos modelos se incluyen perforaciones para aumentar la circulación interna del aire (Buresti 1993; Buresti & Sestini, 1994).

Respecto al color, existen tubos blancos, verde y café, lo que tiene efectos estéticos y de crecimiento. En Italia, Sestini (1995) demostró que los tubos blancos, seguidos por los de color café, son los que más estimulan el crecimiento (Buresti *et al.*, 1993), por lo que se aconseja evaluar la luminosidad del sitio, dado que los tubos interceptan parte de la luz que llega a la planta.

En Francia se usan tubos de protección principalmente de marca Akiplant, Correx Plus, Delta, Someford y Tubex, siendo esta última la preferida en agroforestería porque su forma redonda resiste mejor el pisoteo de animales, porque poseen cintas plásticas exteriores que no aprietan el fuste, y porque su

parte superior más ancha no daña el árbol; se comercializan en varias dimensiones (75, 120, 180 y 225 cm de altura) adaptadas a ovinos, bovinos u otros, y se estabilizan con tutores para resistir los roces frecuentes de los animales. En Italia se usan protecciones de marca Acudam, Celtiplas, Samex, Tubex, Viscoret y Zoccarato (Bidini, 2008).

Entre las desventajas de los tubos se menciona la estética, y la contaminación ya que después de algún tiempo se rompen y permanecen los restos en el terreno, recomendándose recoger los residuos una vez finalizado el periodo de uso (Löewe & González, 2001). Ciertos aspectos negativos de las protecciones plásticas han sido observados en algunos sitios, entre ellos modificaciones fisiológicas, como atraso en el crecimiento diamétrico y un alargue del periodo vegetativo (efecto invernadero) que puede provocar defectos de conformación del árbol (CEMAGREF, 1994). Los tutores, a pesar de estabilizar el tubo y dar una protección complementaria contra el ganado, aumentan la sensibilidad del árbol contra el viento a causa de su rigidez. Los problemas fisiológicos detectados en algunos ensayos llevaron al INRA a estudiar el microclima dentro del tubo y sus efectos sobre el crecimiento del árbol (Dupraz & Bergez, 1991; Bergez, 1993), concluyendo que una perforación en la base del tubo permite mejorar la circulación del aire, aumentando la disponibilidad de CO₂ y reduciendo la temperatura dentro del tubo, lo que mejora el crecimiento. El menor diámetro del primer año en relación al crecimiento en altura, se recupera progresivamente desde que los árboles salen del tubo y pueden fotosintetizar correctamente, observándose entre el primero y el quinto año una modificación del coeficiente de Altura/Diámetro de 140 a 100, cifra que corresponde a árboles estables (CEMAGREF, 1994).

La duración de las protecciones depende del tipo de material y la intensidad de radiación del sitio; en Inglaterra su duración media es de 5 años, en Francia se degradan a los 5-7 años, edad a la cual el árbol no necesita más protección (Löewe & Pelissou, 2003). En Italia la duración de los protectores es mayor, ya que son tratados contra radiaciones UV para aumentar su vida útil. En todo caso deben dejarse instalados por más de 3 años (Löewe & González, 2001).

Este estudio evaluó el impacto de distintos tipos de protecciones (tradicional (*Tubex*) y dos construidos con material de desecho para reducir costos), en el crecimiento inicial de una plantación de liquidámbar (*Liquidambar styraciflua*) realizada en la región de la Araucanía, Chile en el año 1998.

MATERIAL Y MÉTODO

Se estableció un ensayo de plantación en el predio Campamento, comuna de Freire, región de la Araucanía (38° 55' S y 72° 31' O) en julio de 1998 con un distanciamiento de 3 x 3 m, con un diseño en bloques completamente al azar, parcelas de 40 plantas y los siguientes tratamientos (**Figura 5**):

- Botellas plásticas transparentes de color verde¹
- Botellas plásticas transparentes de color blanco¹
- Tubos importados de polipropileno de color rosáceo
- Testigo.

La preparación del suelo consistió en la eliminación de desechos, control químico de malezas pre plantación, y holladura. Posteriormente se fertilizó con una dosis mínima de macronutrientes en zanjas semicirculares alrededor de las plantas y podas de formación, desyemes y control de malezas.

Para el análisis estadístico, se ajustó un modelo general lineal completamente aleatorizado, expresión (2), donde las diferentes protecciones individuales ensayadas corresponden a los tratamientos. Como variables respuesta se definió el crecimiento en altura y en diámetro de cuello de las plantas.

$$Y_{ij} = \mu + P_i + E_{ij} \quad (2)$$

¹ Botellas desechables de bebida, de dos litros de capacidad, cortadas y unidas con huincha plástica transparente

Donde;

Y_{ij} = Variable dependiente;
 μ = Constante;
 P_i = Tratamiento (Protección);
 E_{ij} = Error experimental.



Figura 5. Protecciones individuales construidas con material de desecho (botella plástica transparente verde (izq.), botella plástica transparente blanca (centro) y protección individual tradicional (shelter de polipropileno marca Tubex). (Fotografías: V. Löewe).

RESULTADOS

Los resultados que se presentan a continuación corresponden a la evaluación realizada al tercer año post-plantación (tres años de edad). Los valores de altura se presentan en el **Cuadro 1**, observándose que la protección individual con mejores resultados es la botella blanca, con una altura media de 1,06 m, en comparación con el tratamiento testigo que alcanzó 0,82 m, que corresponde a la menor altura de todos los tratamientos. La comparación múltiple de medias de tratamiento (procedimiento de mínimas diferencias significativas de Fisher), realizada para determinar medias con diferencias significativas (**Cuadro 2**) evidenció que solo 2 pares de medias (Botella blanca–Shelters, y Botella verde–Shelters) no presentan diferencias estadísticamente significativas con un 95 % de nivel de confianza.

Cuadro 1. Altura de plantas de liquidámbar de tres años de edad con distintos medios de protección individual

Protección	Promedio	Desviación estándar	Mínimo	Máximo
Botella blanca	1,07 ^a	0,21	0,55	1,44
Shelters	1,00 ^{ab}	0,19	0,49	1,39
Botella verde	0,94 ^b	0,24	0,16	1,47
Testigo	0,82 ^c	0,22	0,22	1,40
Media	0,93	0,24	0,16	1,47

Letras diferentes en la columna promedio indica diferencias estadísticamente significativas entre las medias de los tratamientos

Cuadro 2. Contrastes de valores medios de altura por pares de tratamientos.

Contraste	Diferencia	+/- Límites
Botella blanca - Botella verde	*0,130751	0,0762796
Botella blanca - Shelters	0,0653151	0,0771269
Botella blanca - Testigo	*0,249118	0,0676836
Botella verde - Shelters	-0,0654361	0,075338
Botella verde - Testigo	*0,118367	0,0656379
Shelters - Testigo	*0,183803	0,0666206

Los valores de DAC (**Cuadro 3**) indican que el tratamiento testigo tuvo el mayor DAC medio (1,43 cm), y la protección de botella verde, el menor DAC (1,25 cm). La comparación múltiple de medias de tratamiento (**Cuadro 4**) evidenció que solo un par de medias (Botella verde-Testigo) presentan diferencias estadísticamente significativas con un 95% de nivel de confianza. En la **Figura 6** se observa la evolución del crecimiento del ensayo para la altura y el DAC. Se observa que, hasta el segundo año, el shelter fue la protección que permitió la mayor altura de las tres protecciones evaluadas.

Cuadro 3. Diámetro de cuello de plantas de liquidámbar de tres años de edad con distintos medios de protección individual.

Protección	Promedio	Desviación estándar	Mínimo	Máximo
Testigo	1,43 ^a	0,36	0,40	2,50
Shelters	1,35 ^{ab}	0,26	0,65	1,95
Botella blanca	1,35 ^{ab}	0,23	0,815	1,93
Botella verde	1,25 ^b	0,33	0,31	1,92
Media	1,36	0,32	0,31	2,50

Letras diferentes en la columna promedio indican diferencias estadísticamente significativas entre las medias de los tratamientos

Cuadro 4. Contrastes de valores medios de diámetro de cuello por pares de tratamientos.

Contraste	Diferencia	+/- Límites
Botella blanca - Botella verde	0,0985674	0,109273
Botella blanca - Shelters	-0,00149206	0,110487
Botella blanca - Testigo	-0,0810482	0,0969592
Botella verde - Shelters	-0,100059	0,107924
Botella verde - Testigo	*-0,179616	0,0940286
Shelters - Testigo	-0,0795562	0,0954364

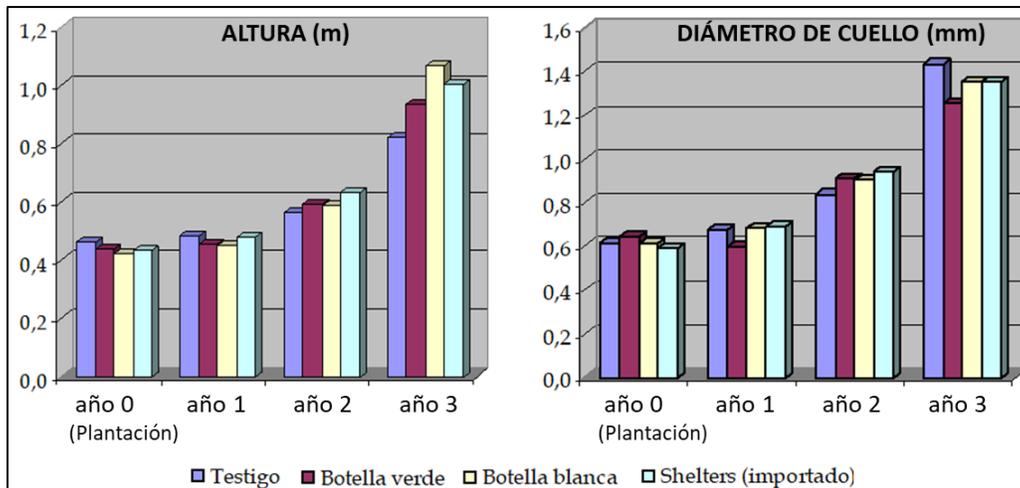


Figura 6. Evolución de altura y diámetro de cuello de liquidambar con distintos tipos de protección en ensayo Freire.

DISCUSIÓN Y CONCLUSIONES

Se ha reportado que el uso de shelters puede tener efectos diferentes en especies distintas y en ambientes contrastantes, llegando en algunos casos incluso a reducir el estrés hídrico (Kjeldren *et al.*, 2000).

El tratamiento (protección individual) tuvo un efecto positivo y significativo en el crecimiento en altura de liquidambar, especialmente la botella blanca y el shelter, resultados que coinciden con experiencias obtenida en Italia (Sestini, 1995), donde se ha verificado en los primeros años de la plantación un aumento de la altura en los individuos protegidos con tubos respecto a los sin protección. Contrariamente a lo observado para la altura, las protecciones tuvieron un efecto negativo y significativo en el DAC, presentando el mayor valor el testigo sin protección. Coincidentemente, CEMAGREF (1994) también reportó un atraso en el crecimiento diamétrico de los árboles con protecciones individuales.

Kjeldren *et al.* (1997) encontraron que shelters blancos permitían un 25% más de penetración de la radiación, incrementando la temperatura del aire en 2 a 4°C y el déficit de presión de vapor entre 0,5 y 1 kPa respecto a shelters de color café. No obstante, no reportaron diferencias en el crecimiento ni en el intercambio gaseoso entre shelters de ambos colores.

El aumento sostenido de la altura en todos los tratamientos coincidiría con la fase de desarrollo inicial de los árboles (Löewe & González, 2001). Por su parte, el diámetro hasta el segundo año (Figura 6) fue mayor en los árboles con protecciones individuales, situación que cambia en el año 3, cuando el testigo sin protección supera el diámetro de todos los demás tratamientos evaluados. Lo anterior coincide con lo señalado por el CEMAGREF (1994) ya que, en términos generales, e independientemente de las especies y sitios, el crecimiento de los árboles dentro de los tubos de protección se puede separar en tres fases más o menos marcadas: un crecimiento rápido inicial seguido de una disminución de crecimiento a la salida del tubo y una estabilización posterior (crecimiento normal), lo que explicaría los resultados obtenidos en la plantación estudiada.

AGRADECIMIENTOS

Los análisis se efectuaron en el marco del programa “Desarrollo y aportes para la utilización de especies forestales y fruto forestales de alto valor para Chile”, financiado por el Ministerio de Agricultura de Chile, y por ANID BASAL FB210015 (CENAMAD).

REFERENCIAS

- Bay-Schmith, T. (1965).** Algunas observaciones sobre ensayos de especies forestales en la Provincia de Arauco. INFOR. Boletín Informativo N° 10. Pp: 4-14.
- Bergez, J.E. (1993).** Influence des protections individuelles á effet de serve sur la croissance de jeunes arbres. Université de Montpellier II – INRA Equipe d’Agroforesterie, 159 p. (Thèse de doctorat).
- Bidini, C. (2008).** Shelter, ficha técnica. T&P N° 44. Pp: 15-20.
- Bilan, M.V. (1974).** Rooting of *Liquidambar styraciflua* cuttings. New Zealand Journal of Forestry Science, 4(2): 177-180.
- Buresti, E. (1992).** La coltivazione del noce e del ciliegio. Convegno Ass. Nazionale Dottori in Scienze Forestali, Bologna, 7/2/1992.
- Buresti, E. (1993).** Arboricoltura di pregio. Agricoltura Ricerca, N° 147/148. Pp: 67-76.
- Buresti, E., Frattegiani, M. & Sestini, L. (1993).** The use of tree shelters in Mediterranean environment: tests on different shelters type. Poster presentado al EC Technical Workshop: Silvicultural implications for the establishment and early maintenance of new woodlands. Edimburgh.
- Buresti, E. & Sestini, L. (1994).** Effetti delle protezioni individuali su giovani piante di farnia (*Quercus robur*). Annali Istituto Sperimentale Selvicoltura, Arezzo. Vol. 22. Pp: 227-239.
- Carnevale, J.A. (1955).** Arboles forestales. 689 p.
- CEMAGREF. (1994).** Résultats des essais de plantations sur prairies chez deux propriétaires privés (érable, merisier, frêne, noyer commun, noyer hybride). 4 p.
- Collingwood, G.H. & Brush, W.D. (1962).** Knowing Your Trees. The American Forestry Association. Washington. EEUU. 321p.
- Dupraz C. & Bergez J.E. (1991).** Amélioration des protection individuelles d’arbres á effet de serve. Montpellier, INRA, 58 p.
- Fowells, H.A. (Comp). (1965).** Silvics of Forest Trees of the United States. Washington U.S.D.A. Forest Service. Agriculture Handbook N° 271. Pp: 248-254.
- Gordon, A.G. & Rowe, D.C.F. (1982).** Seed Manual for Ornamental Trees and Shrubs. Forestry Commission Bulletin N° 59. London. England. 128 p.
- Grimm, W.D. (1962).** The Book of Trees. Pennsylvania. EE.UU. 461 p.
- Kjeldren, R., Chapman, N. & Rupp, L.A. (2000).** Tree seedling establsuhemnt with protective shelters and irrigation scheduling in three naturalized landscapes in Utah. J. Environ. Hort., 18(4): 238-246. <https://doi.org/10.24266/0738-2898-18.4.238>
- Kjeldren, R., Montague, D.T. & Rupp, L.A. (1997).** Establishment in treeshelters II : effect of shelter color on gas exchange and hardiness. Hort Science, 32(7): 1284-1287. <https://doi.org/10.21273/HORTSCI.32.7.1284>
- Löewe V. & González, M. (2001).** Nogal común (*Juglans regia* L.), una alternativa para producir madera de alto valor. INFOR-FIA. 165 p.
- Löewe V. & Pelissou, F. (2003).** Producción de maderas de alto valor en Francia. La arboricultura y la agrolignicultura. En: Löewe, V. (Ed). Perspectivas para el desarrollo de la arboricultura para producción de madera de alto valor en Chile. INFOR-FIA. Pp: 124-167.
- ONF Direction Régionale Pyrénées-Atlantiques. (1995).** L’agroforesterie: un enjeu pour demain. Béarn, Pays Basque. ONF, 4 p.
- Sestini, L. (1995).** Difendere le piantine dalla fauna selvatica: gli shelter. Sherwood, N° 2. Pp: 13-22.

Schlegel, B.R. (1984). Sweetgum Volume and Weight Tables. Research Paper SO-204. U.S.D.A. Forest Service. 14 p. <https://doi.org/10.2737/SO-RP-205>

Van Lerberghe, P. (2014). Proteger los árboles contra los daños de la fauna cinegética. Los protectores de malla. CNPF-IDF. Francia. 66 p.

Webb, D.B., Wood, P.J., Smith, J.P. & Henman, G.S. (1984). A Guide to Species Selection for tropical and Sub-Tropical Plantations. Tropical Forestry Papers N° 15. Oxford, UK. 256 p.



ARTÍCULO

Regeneración natural o plantación, análisis de experiencia tras 20 años de crecimiento de roble (*Nothofagus obliqua*) en Panguipulli, Chile.

Sabine Müller-Using Wenzke¹; Yasna Rojas Ponce²; Burkhard Müller-Using³ & Marjorie Martin Stuvén⁴

¹ Ing. Forestal, Dr. Forest. Instituto Forestal, Sede Los Ríos. Valdivia. Chile. smuller@infor.cl

² Ing. Forestal, Dr. de Montes. Instituto Forestal, Sede Los Ríos. Valdivia. Chile. yrojas@infor.cl

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

⁴ Ing. Forestal, Instituto Forestal, Sede Los Ríos. Valdivia. Chile. mmartin@infor.cl

*Autor para correspondencia

DOI: <https://doi.org/10.52904/0718-4646.2023.580>

Recibido: 20.12.2022; Aceptado 30.01.2023

RESUMEN

En el contexto de los compromisos de Chile frente a la estrategia de Cambio Climático y de las metas de reforestación que se ha propuesto Chile, se generarán nuevos bosques con especies nativas a través de plantaciones. El objeto de este estudio de caso es la descripción de similitudes y diferencias de tales plantaciones respecto a bosques naturales de segundo crecimiento. Se compara un bosque plantado y un bosque natural de roble (*Nothofagus obliqua*) en términos de crecimiento, calidad y biodiversidad. Ambos rodales se encuentran en la misma ladera con exposición sur en las cercanías de Panguipulli, Chile y han sido raleado dos veces. En ambos rodales se tomaron parámetros dasométricos de los rodales, en el caso del bosque natural se extrajeron tarugos de crecimiento para evaluar la edad y su reacción a los raleos. Como resultado se obtuvo un mayor crecimiento en el bosque plantado, pero mejor calidad y mayor biodiversidad en el bosque natural. Los rodales están aún muy jóvenes para un análisis económico concluyente. Sin embargo, se pudo comprobar que, sin una diferenciación de productos, los valores de la plantación de 21 años y del bosque secundario de 30 años son similares. Aún no está determinado como se desarrollará el valor en el momento de la diferenciación de productos.

Palabras clave: *Nothofagus obliqua*, plantación, bosque secundario, calidad de madera, crecimiento.

SUMMARY

In the context of the reforestation goals proposed by Chile, as a part of CC Strategy, new forests are being generated with native species through plantations. The description of similarities and differences that these plantations may have with natural second-growth forests is the subject of this case study. Here we compare a planted forest and a natural roble (*Nothofagus obliqua*) forest in terms of growth, quality and biodiversity. Both stands are located on the same slope with southern exposure near Panguipulli, Chile and have been thinned twice. In both stands, dasometric parameters were taken from the stands and in the natural forest growth plugs were extracted to evaluate the age and their reaction to thinning. As a result, higher growth was obtained in the planted forest and better qualities and greater biodiversity in the natural forest. The stands are still too young for a conclusive economic analysis. However, it was found that without product differentiation, the values of the 21-year-old plantation and the 30-year-old secondary forest are similar. How the value will develop at the time of product differentiation is still open.

Key words: *Beilschmiedia miersii*, root length, root protection zone, root architecture

INTRODUCCIÓN

Actualmente en Chile se están realizando grandes esfuerzos tendientes a aumentar la superficie de bosque de especies nativas, para cumplir con los compromisos internacionales adquiridos por el país en el contexto del cambio climático, formalizados a través del acuerdo de París (Gobierno de Chile, 2020). La Ley N° 20.283 sobre Recuperación del Bosque Nativo y Fomento Forestal solo aplica a bosques provenientes de regeneración natural o plantados debajo de un dosel de las mismas especies (CONAF, 2012). Esto determina que los incentivos de manejo solo estén disponibles para bosque nativo y repercuta en la consideración dentro de la contabilidad de captura de carbono. Por otra parte, se está ejecutando un programa de restauración en el marco del plan de reactivación económica (Cámara de Diputadas y Diputados 2022), el cual considera también plantaciones de especies nativas. Ante esta inversión con fines económicos se hace relevante conocer también el crecimiento de valor generado por una plantación, en comparación con un bosque que nace espontáneamente, sin mayor inversión que probablemente un cerco que evite el ramoneo de ganado.

En el caso de los bosques naturales, existen 823.899 ha de renovales del tipo Roble-Raulí-Coigüe potencialmente manejables entre las regiones del Ñuble y Los Lagos (Martin *et al.*, 2020). De estos, alrededor del 52% corresponden a bosques solo de roble y/o raulí (Müller-Using *et al.*, 2012). Existen muchos antecedentes sobre su estructura y crecimiento, principalmente para las primeras décadas (Donoso *et al.* 1993; Grosse, 2009). Estos demuestran su gran potencial de producción de madera y su aporte a la captura de carbono (Schlegel & Rojas, 2020) y coinciden en la descripción de su simple estructura con densidades naturalmente altas en las primeras décadas (Müller-Using *et al.* 2012; Rojas 2007).

En cuanto al manejo de los bosques naturales, desde la década de los '70 del siglo XX se está realizando investigación relacionada con técnicas de cortas intermedias en bosques secundarios del tipo Roble-Raulí-Coigüe (Fierro, 1998, Lara *et al.*, 2000). Variados estudios relacionados con la respuesta de los renovales a intervenciones como el raleo, abordan el potencial de crecimiento del bosque (Donoso, 1988; Espinosa *et al.*, 1988; Donoso *et al.*, 1993; Lara *et al.*, 1996; Grosse & Quiroz, 1999; Martínez, 1999), coincidiendo en que las principales intervenciones silvícolas deben realizarse a temprana edad (10-30 años), cuando la reacción al raleo es notable y se logran incrementos anuales de más de un centímetro en diámetro. Basado en estas observaciones las proyecciones de rendimiento de estos estudios son muy favorables. Sin embargo, existen pocas experiencias de un manejo constante en el tiempo que verifiquen estas altas perspectivas.

Las plantaciones de roble se realizan generalmente con densidades considerablemente menores que las de los renovales, entre 500 a 1666 pl/ha (Donoso y Soto 2010, Reyes *et al.*, 2007), lo que permite un crecimiento libre de competencia intra-específica en los primeros años y deja espacio para una eventual complementación con otras especies que regeneren de forma natural.

Para plantaciones de roble, raulí y coigüe, Donoso & Soto (2010) han evaluado experiencias implementadas durante 30 años, principalmente de coihue y raulí. En estas plantaciones, y tal como ocurre también en los renovales, se pueden encontrar muy pocas experiencias sometidas a una oportuna y adecuada silvicultura intermedia, que demuestre el verdadero potencial de crecimiento y calidad de los productos maderables a extraer. Aun así, el crecimiento registrado a nivel de árbol parece muy prometedor y significativamente superior al crecimiento observado en bosques naturales.

Existen variados estudios respecto al crecimiento de estas especies en plantaciones y en bosques naturales (Donoso *et al.* 1993; Grosse, 2009). Estos concluyen que las plantaciones tienen mejores crecimientos promedios que los renovales, duplicándolos en algunos casos, tanto antes como después de los raleos.

Sin embargo, el crecimiento es solo uno de los aspectos relevantes para determinar el valor económico de un rodal; otro aspecto primordial es su calidad maderera. Existen antecedentes sobre la calidad maderera en bosques secundarios de roble, los que indican que en el área de distribución del tipo forestal Roble-Raulí-Coigüe, solo un 25% de los fustes alcanza grados de calidad A y B, aptos para un uso

debobinable y aserrable, respectivamente (Martin & Müller-Using, 2012). Esto se atribuye a la falta de manejo, puesto que el potencial de generar maderas de usos nobles de las especies que lo integran se considera alto (Hernandez & Pinilla, 2010). Menos experiencia existe respecto de las plantaciones nativas. En este sentido, uno de los estudios publicados es el de Müller-Using *et al.* (2020) que analiza la calidad de fuste en la misma plantación de roble aquí estudiada, así como su desarrollo durante los primeros dos raleos del rodal. Si bien en esta experiencia la calidad maderera inicialmente parecía solo regular, se ha logrado una mejora significativa a través del manejo.

En términos de valor ambiental, un criterio importante es la biodiversidad que alberga un bosque. Si bien esta abarca los distintos reinos de flora y fauna, la composición de especies arbóreas es un aspecto clave a considerar. En general, en estas formaciones no existe gran abundancia ni riqueza de especies, lo cual según Rojas (2007) no debe ser interpretado como una deficiencia, sino que necesariamente debe ser analizado respecto a la composición de especies característica de este tipo de bosques y la etapa sucesional en que se encuentra.

Rycowski (2002) señala que una baja diversidad biológica puede ser signo de vigorosos procesos de crecimiento tales como ecosistemas jóvenes o fases iniciales de sucesión, y esto debe ser visto como un fenómeno positivo. Sin embargo, el manejo puede influir en la diversidad de especies, presentándose mecanismos que tiendan a mantener estos bosques como rodales puros o bien permitir la mayor participación de especies tolerantes, que aumentarían la riqueza y abundancia de especies del recurso.

En el presente estudio se compara en términos de crecimiento, calidad maderera y biodiversidad un rodal natural y una plantación de roble que se encuentran en una misma ladera. Al respecto se postula que: (i) el crecimiento en diámetro y volumen de una plantación de roble es mayor que en un bosque natural secundario de la misma especie, porque el distanciamiento controlado permite un mayor aprovechamiento del sitio; y (ii) no existe relación entre las variables de calidad de fuste y el origen de los árboles, sea este de plantación o de bosque secundario.

Se espera con esta comparación hacer un aporte a la evaluación de las características comunes y diferencias de un bosque plantado y otro de origen natural, en relación a los servicios económicos y ambientales que brindan.

MATERIAL Y MÉTODO

Ubicación del Estudio

El área de estudio se ubica en la comuna de Panguipulli, Región de Los Ríos, Chile (**Figura 1**), específicamente en el predio Millahue, en las coordenadas 39°40'58.40"S 72°22'14.11"O, 320 msnm (bosque natural) y 39°40'44.59"S 72°23'5.56"O, 390 msnm (plantación).

El clima es marino húmedo patagónico y corresponde al agroclima Vilcún. La temperatura media anual registrada es de 9,7 °C, con una máxima media en enero (mes más cálido) de 23,6°C y una mínima media de 1,2°C en junio (mes más frío). La precipitación anual alcanza 2.555 mm con 282 en el mes más lluvioso (mayo) (INIA, 1989) Los suelos corresponden a la serie Malihue de la familia medial, méstica de los Acrudoxic Fulvudads (andisol) (CIREN, 2001).

Rodales Estudiados

El bosque natural se originó de forma espontánea, tras el abandono de una pradera a partir del año 1990, en un proceso de recolonización que demoró aprox. 8 años, como muestran las edades de los árboles obtenidos a través de tarugos de crecimiento (**Cuadro 1**). Tuvo su primera intervención silvícola en forma de un raleo en el año 2009. En esta instancia se tomó como referencia para la intensidad del raleo el diagrama de manejo densidad para roble-raulí-coigüe según Müller-Using *et al.* (2012) y se bajó la densidad del rodal al 35% de densidad relativa. En el segundo raleo, en el año 2015, se volvió a disminuir la cantidad de individuos hasta alcanzar nuevamente el 33% de densidad relativa.

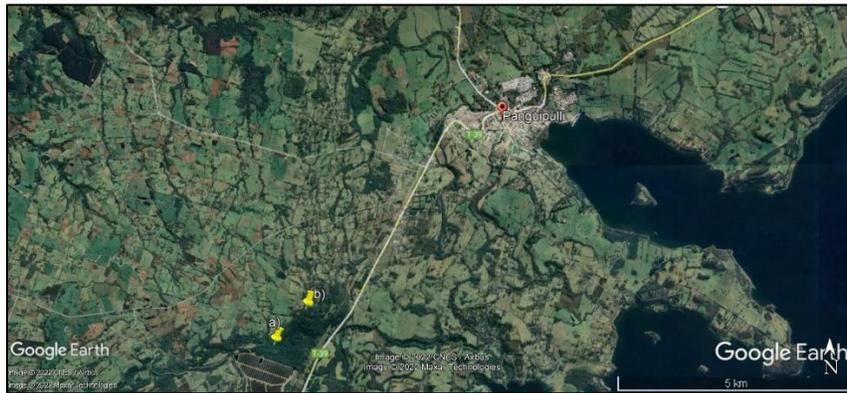


Figura 1. Ubicación de los rodales estudiados: a) bosque natural y b) plantación.

Cuadro 1. Antecedentes de los rodales de estudio al año 2022.

Parámetros	Bosque secundario	Plantación
Edad	32 (28-36) años	21 años
Raleos	2 (2009 y 2016)	2 (2013 y 2018)
Especies acompañantes	5% (radal, laurel, tepa, arrayán)	0% (Sin acompañantes)

La Figura 2 muestra la variación de la edad de los árboles dominantes y codominantes al año 2022. La edad promedio es de 32 años, valor que para efectos de este estudio se usará como referencia para la edad.

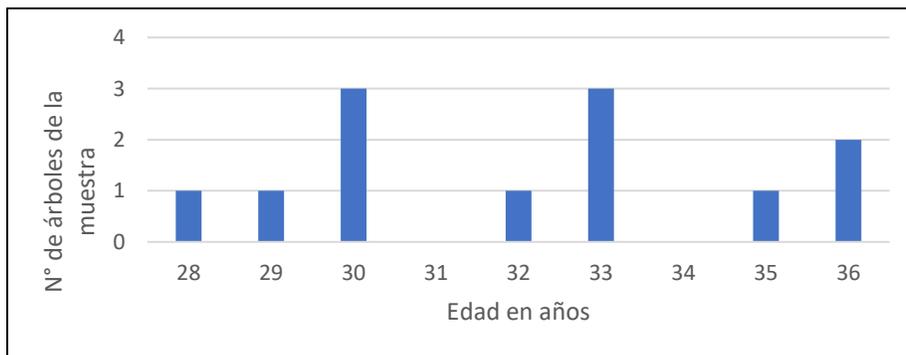


Figura 2. Frecuencia de edades de los árboles muestreados en el bosque secundario.

La plantación de roble fue implementada en el año 2001, sobre una pradera rodeada de bosques de roble. El distanciamiento de la plantación fue 2x3 metros y las plantas eran de procedencia local. El primer raleo se realizó en el año 2013 y el segundo en 2018. La extracción se realizó según bajo criterios de calidad y vitalidad, eliminando especialmente los individuos de fustes curvos y manteniendo alrededor del 27-32% de la densidad relativa según el diagrama de manejo de densidad desarrollado por INFOR (Müller-Using *et al.* 2012)

Los datos resumidos de rodal al año 2022 para el bosque secundario y la plantación se muestran en el Cuadro 1.

Los suelos de ambos rodales fueron caracterizados en 4 mini-calicatas de 50 cm de profundidad en cada rodal (**Cuadro 2**). Los valores de carbono total en la profundidad de 30 cm son de 200,5 t/ha para plantaciones y de 163,7 t/ha, los que son superiores a los valores promedio de carbono del suelo obtenidos por *Rojas et al. (2020)* con un valor promedio regional de 142,73 t/ha.

Cuadro 2. Parámetros de suelo de los rodales estudiados

Parámetros	Profundidad (cm)	Bosque Secundario	Plantación
Densidad (g/cm ³)	0-15	0,53	0,52
	15-30	0,53	0,45
Textura (muestreo en terreno)	0-15	Arcilla Franca	Arena Franca
	15-30	Arcilla Franca	Arena Franca
Contenido C (%)	0-15	13,0	16,4
	15-30	7,7	10,8

Levantamiento y Análisis de Datos

El levantamiento de los datos dasométricos y la composición arbórea de rodal se realizó a través de dos parcelas cuadradas por rodal. En el bosque natural el tamaño de las parcelas fue de 625 m² cada una. En la plantación de 500 m² cada una. La diferencia del tamaño de las parcelas se debe a que habían sido implementadas previo a este estudio, en el marco de otras investigaciones. En el caso del bosque secundario se cuenta con mediciones anuales desde el año 2009 (*Rojas, 2011*). En el caso de la plantación se han publicados datos de mediciones en 2013 y 2018 (*Müller-Using et al., 2020*), los cuales se complementaron para el presente estudio con una medición al año 2022. En todas las parcelas, de ambos rodales, se midió el diámetro a la altura de 1,3 m (DAP). Adicionalmente, en el bosque secundario se midió con Vertex las alturas totales de todos los árboles. En la plantación se midió la altura de 10 árboles distribuidos en el rango diamétrico del rodal y se generó una función para estimar las alturas restantes.

Para definir la edad y el crecimiento de los árboles dominantes y codominantes, en el bosque secundario se extrajeron tarugos de crecimiento. Se tomó una muestra a 10 árboles de roble por rodal. De cada árbol se extrajeron dos tarugos a la altura del DAP, en direcciones norte-sur y este-oeste. Los tarugos fueron montados, pulidos y medidos usando técnicas estándar, con el fin de determinar el incremento anual y la edad. Se asignó el año a cada ancho del anillo y se determinó la edad de cada individuo muestreado, considerando el año 2018 como último anillo completo.

En el análisis de los datos se han usado las siguientes fórmulas:

Para estimar el volumen de los árboles se usó la función de *Barría (1996)* desarrollada para un rodal roble-raulí de 16 años de edad (1).

$$\text{LN}(V) = -9,915425 + 0,939798 \times \text{LN}(H \times \text{DAP}^2) \quad (1)$$

Donde;

V = Volumen bruto total (m³)

H = Altura total (m)

DAP = Diámetro a la altura del pecho (cm)

La función ajustada para la estimación de las alturas en la plantación fue la detallada en la expresión (2)

$$H = 8,2101 * \text{DAP}^{0,2991} \quad (2)$$

Donde:

H = Altura total (m)

DAP = Diámetro la altura del pecho (cm)

La Calidad de los fustes en ambos rodales fue evaluada en el año 2022 con ayuda de la matriz de Müller-Using *et al.* (2020), que se muestra en el **Cuadro 3**. Además, se registró para cada árbol si el largo de fuste permitía la obtención de un mínimo de dos trozas o no.

Cuadro 3. Matriz de evaluación de la calidad de fustes

Criterio	Puntuación
Daños	1 Ningún daño
	2 Algún daño menor
	3 Daño severo
Rectitud de fuste	1 Fuste recto
	2 Fuste curvado hacia un lado
	3 Fuste curvado hacia varios lados
Forma del fuste (excentricidad)	1 Circular
	2 Levemente elíptico
	3 Fuertemente elíptico
Bifurcaciones	1 No hay bifurcación (hasta 7.40 m de altura del fuste)
	2 Bifurcación más arriba de 3.80 m de altura del fuste
	3 Bifurcación más abajo de 3.80 m de altura del fuste
Diámetro de Ramas	1 Diámetro < 2cm
	2 Diámetro > 2cm; < 4cm
	3 Diámetro > 4 cm
Ángulo de Ramas*	1 Ángulo < 20°
	2 Ángulo > 20° ; < 45°
	3 Ángulo >45

* Medido de la línea vertical del fuste en dirección a la punta del árbol

Evaluación Económica

Se evaluó económicamente las diferencias entre la plantación y el bosque nativo hasta el año 2022, analizando (i) el impacto de los costos de establecimiento presentes solo en la plantación y (ii) la mayor edad que tiene el bosque nativo al momento de la evaluación. Debido a que no se ha alcanzado el máximo desarrollo de ninguno de los rodales evaluados, se asume que el único producto a obtener es leña. La tasa de descuento utilizada fue de 6%. La información y supuestos empleados se indican en el **Cuadro 4**.

Cuadro 4. Información y supuestos utilizados en la evaluación económica.

Producto	Precios puesto ciudad* (US\$/m3)	Costos Cosecha** (US\$/m3)	Costos raleos*** (US\$/ha)	Costo establecimiento (US\$/ha)	Edad cosecha (años)
Plantación	77	17	Raleo 1: 28 Raleo 2: 32	1.642	21
Bosque Nativo	77	17	Raleo 1: 28 Raleo 2: 32		36

* Distancia media de 100 km desde predio. ** Los costos corresponden a costos de volteo, madereo, fajas y caminos y transporte (información de encuestas de propietarios de la región). *** Los costos de raleo incluyen marcación y gastos de administración. Valor dólar: \$ 890.

Evaluación de la Calidad de los Árboles

Debido a la naturaleza de los datos, para el análisis de calidad maderera se trabajó con análisis estadístico mediante tablas de contingencia, utilizando el software Infostat (Di Rienzo *et al.*, 2020).

RESULTADOS

La **Figura 3** muestra el desarrollo de ambos rodales desde el año de la primera medición. Se observa la diferente densidad inicial y el manejo que ha llevado a que ambos rodales se asemejen en la densidad y el área basal.

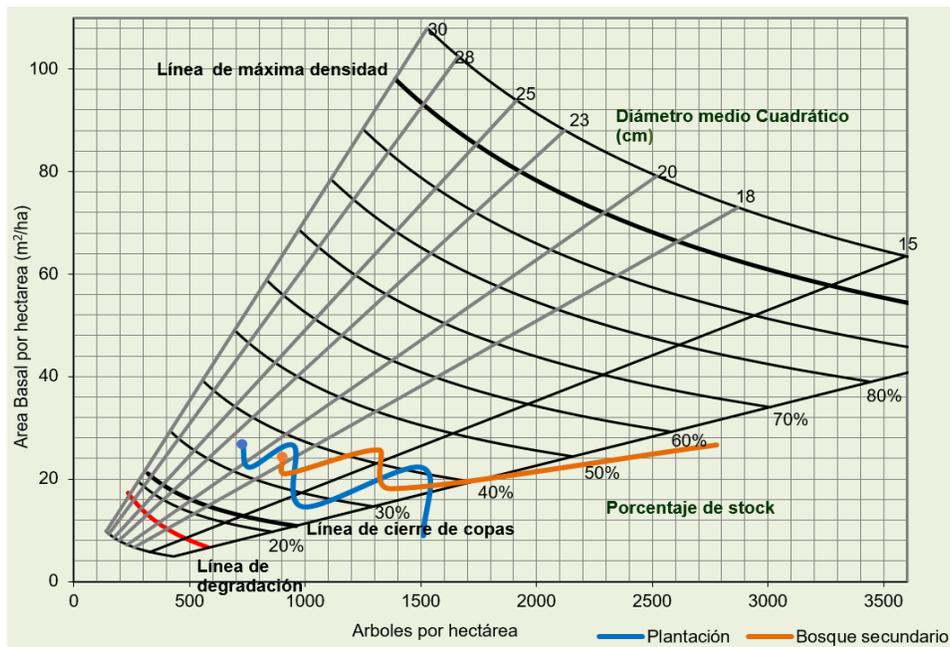


Figura 3. Diagrama densidad de Gingrich con el desarrollo de ambos rodales

Ambos rodales han sido raleados dos veces, sin embargo, no a la misma edad. Es por ello que en el **Cuadro 5** se presentan los parámetros dasométricos de la plantación en comparación con (i) el bosque secundario a la misma edad de la plantación (2011) y (ii) el bosque secundario a los mismos 4 años después del segundo raleo (2020).

Cuadro 5. Parámetros dasométricos de los rodales estudiados a la edad de 21 años y 4 años después del segundo raleo.

Parámetros	Bosque secundario (2011)	Bosque secundario (2020)	Plantación (2022)
Edad (años)	21 (17-25)	30 (26-34)	21
Años después del 2° raleo	-	4	4
N° de árboles ha ⁻¹	1360	904	730
DAP	12,9	16,9	21,3
Área Basal	19,7	23,2	26,8
Altura	16,0	19,9	20,4
Volumen	129,7	184,5	197,7

Como se observa en Cuadro 5 la densidad en ambos rodales es distinta. En caso de una alta diferenciación de los diámetros, la media del rodal no necesariamente representa los árboles que formarán el rodal futuro, que probablemente no serán más de 200 individuos (Pilquinao *et al.*, 2020). Para tener una impresión de las características de los árboles más gruesos del rodal, se muestra en **Cuadro 6**, los parámetros dasométricos para los 100 árboles más gruesos de cada rodal.

Cuadro 6. Parámetros dasométricos para los 100 árboles más gruesos de cada rodal, a la edad de 21 años y 4 años después del segundo raleo.

Parámetros	Bosque secundario (2011)	Bosque secundario (2020)	Plantación (2022)
Edad	21 años	30 (26-34) años	21 años
Año desde el último raleo	2	4	4
N° de árb/ha	100	100	100
DAP	21,5	26,9	27,2
Área Basal	3,5	5,6	5,8
Altura	20,4	25,1	22,0
Volumen	25,2	51,2	44,4

El análisis con los 200 árboles más gruesos, arrojó la misma diferencia en las dimensiones de los individuos del bosque secundario versus la plantación.

En las **Figuras 4 y 5** se muestran la distribución diamétrica de ambos rodales, en el caso del bosque secundario para los años 2011 y 2020 y en el caso de la plantación al año 2022. En el bosque secundario, en la distribución del año 2011, a los 21 años de edad, se observa un rango de diámetro de 16 cm (6-22 cm). En la plantación a la misma edad, este rango es mayor (12-32 cm) sin embargo, un 93% de los árboles se concentra solo entre 16-26 cm. Al año 2020, 4 años después del segundo raleo, el rango y la diferenciación de diámetros en el bosque secundario ha aumentado, mostrando una estratificación del rodal, probablemente como consecuencia de un raleo por lo alto y alcanza máximos de diámetro parecidos a la plantación.

Crecimiento de los Rodales

Se perciben tasas de crecimiento más altas por árbol en la plantación que en el bosque secundario (**Cuadro 7**). Comparando la acumulación de volumen en ambas situaciones al año 21, la plantación también supera al bosque secundario. No ocurre lo mismo si se comparan ambas situaciones 4 años después del raleo, con 21 y 32 años para la plantación y el bosque secundario respectivamente. Llama la atención la mantención de las tasas de crecimiento través del tiempo en el bosque secundario. Sin embargo, en la comparación con la plantación las tasas de crecimiento son menores.

Reacción al Raleo

Para analizar en más detalle la reacción a los raleos se analizaron los datos obtenidos de los tarugos de crecimiento en el bosque secundario, obteniendo tasas de crecimiento pre y post raleo. Estos se comparan con los datos de la plantación (**Cuadro 8**), publicados por Müller-Using *et al.* (2020).

Los raleos analizados se realizaron a la de edad de 6 y 11 años en el caso de la plantación y a la edad de 13 y 19 años en el bosque secundario. Además, se evaluaron los datos antes y después de los raleos a nivel de rodal, considerando área basal (AB) y volumen. Los resultados se muestran en **Cuadro 9**.

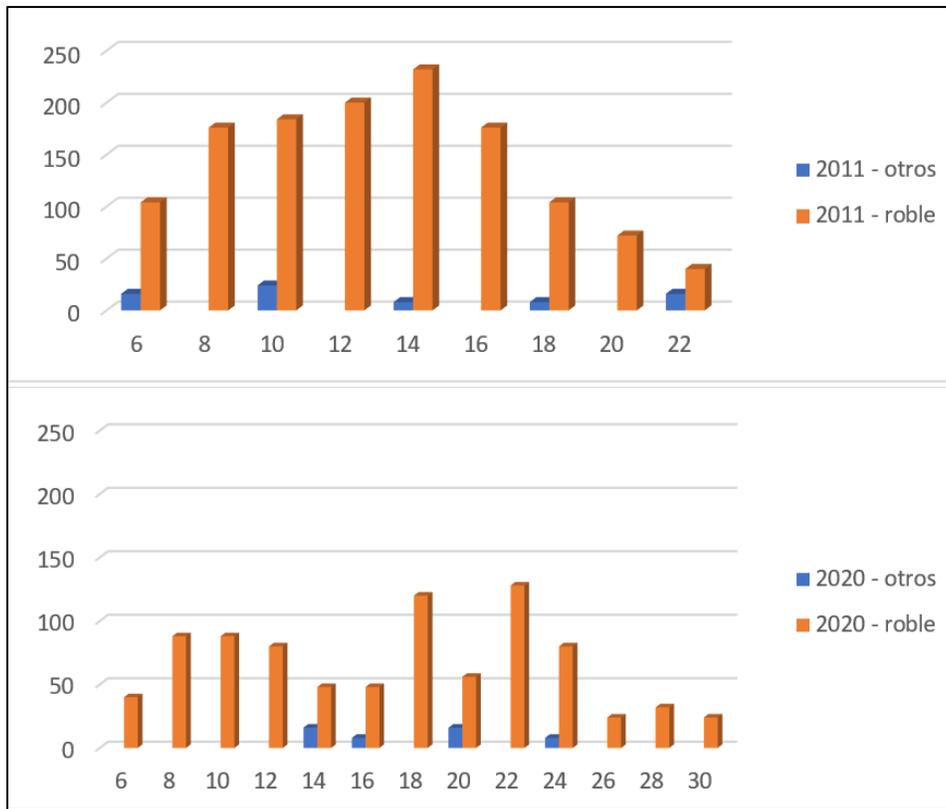


Figura 4. Distribución diamétrica del bosque secundario al año 2011, 2 años después del primer raleo (arriba) y al año 2020, 4 años después del segundo raleo (abajo).

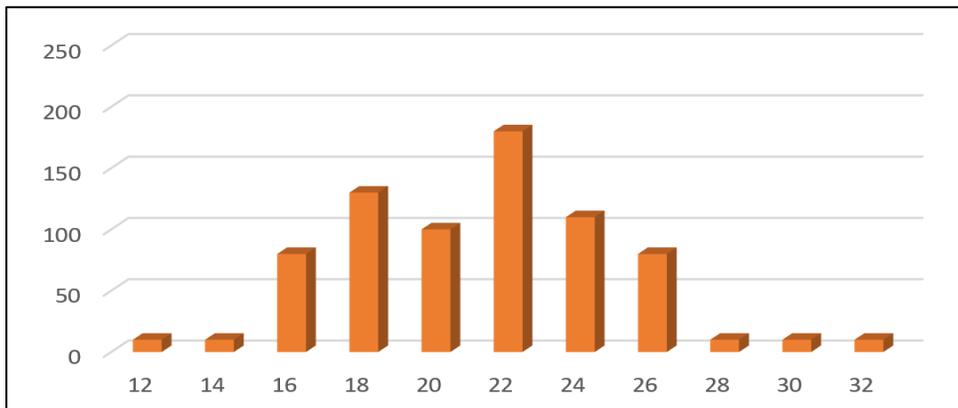


Figura 5. Distribución diamétrica de la Plantación al año 2022, 4 años después del segundo raleo.

Cuadro 7. Incremento medio anual de los árboles dominantes y codominantes residuales y crecimiento acumulado (árboles con diámetro >5 cm).

Parámetros	Bosque secundario (21 años)	Bosque secundario (30 años)	Plantación (21 años)
Incremento Diámetro (cm/año)	0,6	0,6	1,0
Incremento Altura (m/año)	0,9	0,8	1,3
AB, incl. raleos (m ² /ha)	27,8	42,5	39,3
Volumen, incl. raleos (m ³ /ha)	168,2	314,3	255,8
Incremento AB (m ² /ha/año)	1,3	1,4	1,9
Incremento Volumen (m ³ /ha/año)	8,0	10,5	12,2

Cuadro 8. Crecimiento de diámetro pre y post raleo en los árboles dominantes y codominantes muestreados a través de tarugos.

Parámetros	Bosque secundario	*Plantación
IPA 5 años antes de raleo 1 Diámetro (cm/año)	0,59 (1,22; 0,19)	0,96
IPA 5 años post raleo 1 Diámetro (cm/año)	0,55 (1,07; 0,29)	0,96
IPA 5 años post raleo 2 Diámetro (cm/año)	0,53 (1,25; 0,05)	1,08

* Datos provenientes de Müller-Using *et al.* (2020).

Cuadro 9. Crecimiento periódico anual (IPA) de altura, área basal y volumen determinado a través de mediciones anuales de las parcelas de muestreo.

Parámetros	Bosque secundario	*Plantación
IPA 5 años post raleo 1	AB (m ² /ha/año)	0,97
	Volumen (m ³ /ha/año)	10,70
IPA 5 años post raleo 2	AB (m ² /ha/año)	0,64
	Volumen (m ³ /ha/año)	6,9

*Datos provenientes de Müller-Using *et al.* (2020)

De los datos se desprende que la diferencia en el crecimiento del área basal aumenta después del segundo raleo. Eso puede deberse a la diferencia de edad que los rodales tienen en ese momento, así como a la cantidad de árboles suprimidos que se encuentran aún en el bosque secundario, lo que se ha visualizado ya en la distribución diamétrica de **Figura 3**.

Además del crecimiento hay otros aspectos que son importantes al momento de evaluar los efectos del raleo. Uno corresponde a la diversidad del rodal y otro a la calidad, que es decisiva para el valor maderero.

El Valor Económico

Uno de los principales objetivos del raleo, es optimizar el valor económico del bosque. Los resultados de la evaluación económica actual del bosque secundario y de la plantación que abarca solamente el tiempo de crecimiento a la edad de 34 y 21 años, respectivamente, se presentan en **Cuadro 10**. Esta evaluación, no llega a diámetros de cosecha reales, de modo que solo indica como se equilibran los costos de establecimiento y mayor crecimiento de la plantación, con la duración de establecimiento y el mayor crecimiento en volumen del bosque natural. La diferencia de valor presente neto (VPN) entre el bosque secundario y la plantación es de 403 US\$/ha a favor del bosque secundario. Se destaca que la plantación, a pesar de tener un costo de establecimiento bastante alto, a los 21 años ya está alcanzando el VPN de un bosque nativo de 34 años. Lo que está mostrando esta evaluación, es la diferencia en

crecimiento medio anual que tienen las dos situaciones analizadas, la plantación tiene un IMA de 12,2 m³/ha/año y el bosque nativo 9,4 m³/ha/año.

Este mayor crecimiento en la plantación permite que a partir de los 20 años de edad, el costo de establecimiento se comience a compensar con el mayor crecimiento. Habrá que analizar a futuro como se diferencian los volúmenes en el resto de los productos esperados.

Cuadro 10. Evaluación económica actual de los rodales.

Parámetros	Bosque secundario	Plantación
VNP (US\$/ha)	3.644	3.241
Edad cosecha (años)	34	21
Volumen a edad cosecha (m ³ /ha)	184,5 (34 años)	197,7 (21 años)
Raleo 1 (m ³ /ha)	39,2 (18 años)	22,2 (12 años)
Raleo 2 (m ³ /ha)	90,6 (24 años)	35,9 (17 años)

Esta evaluación no incluye aún las diferencias en calidad. Sin embargo, este aspecto será de importancia al momento de alcanzar diámetros de madera aserrada.

Calidad

Usando la matriz de evaluación de calidad de fuste (**Cuadro 3**), se asignó a cada árbol el puntaje de cada criterio evaluado, según el nivel definido (1, 2, 3). La suma de todos los criterios generó valores por árbol con valores entre 6 y 13 puntos (a menor puntaje mayor calidad). Finalmente se definió el grado de calidad dividiendo el puntaje en tres rangos: Calidad 1: [6-7puntos]; Calidad 2 [8-10 puntos]; Calidad 3 [mayor a 10 puntos], donde Calidad 1 es la mejor y calidad 3 la peor. Sin embargo, hubo criterios descalificadores que llevaron la muestra directamente a un grado de calidad 3, sin considerar otros criterios (daños severos y bifurcación debajo de 3,8 m de altura).

La participación porcentual de los tres grados de calidad en los rodales de plantación y bosque secundario se presenta en el **Cuadro 11**. La mayor diferencia se da entre los grados 1 y 2, en favor del Bosque secundario.

Cuadro 11. Distribución porcentual de las categorías de calidad de los árboles en los rodales de Plantación y Bosque secundario

Categoría	Bosque secundario	Plantación
Calidad 1 (mejor)	42%	11%
Calidad 2 (intermedia)	33%	71%
Calidad 3 (peor)	25%	18%

En **Cuadro 12** se compara la calidad promedio de los fustes del bosque natural con la plantación. En ambos casos ya se habían realizado dos raleos, favoreciendo los individuos de mayor calidad.

La leve desventaja de calidad de la plantación, probablemente disminuirá con los próximos raleos a través de los cuales se rebajará el número de árboles hasta llegar a los 200 del rodal final.

En **Cuadro 13** se muestran los promedios obtenidos por cada criterio de calidad, excepto los parámetros descalificadores. Comparando los valores queda evidente que el ángulo de ramas y el diámetro de ramas son los parámetros que marcan la diferencia de calidad entre ambas situaciones.

Cuadro 12. Calidad maderera de los árboles en los rodales estudiados, después de dos raleos.

Parámetros	Bosque secundario	Plantación
Grado de calidad promedio	1,8	2,1
Porcentaje de árboles con grado 3	25%	18%
Calidad promedio sin grado 3	1,2	1,8
Número de arboles con calidad 1/ha	360	70
Árboles con 2 trozas efectivas/ha (clase 1)	264 (184)	240 (60)

Cuadro 13. Clasificación de la calidad maderera por los 4 principales parámetros.

Parcela	Angulo de ramas	Diametro de ramas	Forma del fuste	Rectitud fustal
1	1,8	2,0	1,0	1,7
2	2,1	2,2	1,1	1,9
Plantación	1,9	2,1	1,0	1,8
4	1,2	1,2	1,1	2,0
5	1,3	1,4	1,0	2,3
Renoval	1,3	1,3	1,0	2,1

Según muestra el **Cuadro 14**, y de acuerdo a la hipótesis nula, que no existe relación entre las variables de grado de calidad y el origen de los árboles (Plantación/ Bosque secundario). El criterio de aceptar o rechazar la hipótesis nula se hace considerando el valor de p (p-value), a un nivel de significancia al 5% . Como resultado se rechaza la hipótesis nula, es decir, si hay relación entre el origen del árbol y su grado de calidad.

Cuadro 14. Parámetros estadísticos sobre la relación entre el origen del árbol y su grado de calidad (p-value).

Estadístico	Valor	gl	p
Chi Cuadrado Pearson	31,04	2	<0,0001
Chi Cuadrado MV-G2	33,25	2	<0,0001
Coef. Conting. Cramer	0,29		
Coef. Conting. Pearson	0,38		

A partir de los datos de crecimiento y calidad se puede concluir que, al momento de la evaluación, los rodales no se diferencian en su valor económico, aunque es probable que en el futuro se diferencien, dependiendo de los productos que se alcancen y de la edad de cosecha.

Los datos de crecimiento han demostrado que, según su condición actual, el bosque secundario crece a 0,6 cm en dap al año, y la plantación a 1,0 cm/año. Con el dap actual al bosque secundario le faltan 30 años para llegar a 45 cm, y a la plantación le faltan 18 años (considerando que tienen actualmente similar dap: 26,9 y 27,2, y crecen al mismo ritmo). Así, el bosque secundario habrá alcanzado los 45 cm a los 60 años y la plantación a los 39 años, es decir con 21 años de diferencia. En un escenario más conservador, en que la plantación crezca a la misma tasa que el bosque secundario hoy, esta alcanzaría los 45 cm de diámetro meta con 51 años, aún 10 años antes que el bosque secundario.

Biodiversidad y Raleo

Además del valor maderero de un bosque, también es de importancia su composición de especies, como aporte a la biodiversidad. Este aspecto solo se ha analizado en el bosque secundario (**Cuadro 15**), dado

que la plantación solo contempló roble y a la fecha no se han establecido otras especies de forma natural. Por el contrario, en el bosque secundario se han establecido laurel (*Laurelia sempervirens*), tepa (*Laureliopsis philippiana*), arrayán (*Luma apiculata*), radial (*Embothrium coccineum*) y maqui (*Aristotelia chilensis*).

Cuadro 15. Porcentaje de especies acompañantes en el bosque secundario antes y después del raleo.

Año	raleo	Proporción de especies acompañantes	Porcentaje del área basal correspondiente a especies acompañantes
2009	antes del raleo	9%	7%
2010	después del 1er raleo	5%	5%
2017	después del 2do raleo	5%	5%

A primera vista puede sorprender la disminución de las especies acompañantes después del primer raleo, puesto que la biodiversidad es una salvaguarda a respetar en el manejo de bosque nativo. Una razón es porque las especies acompañantes se han originado a través de regeneración vegetativa y sus fustes fueron disminuidos en función de mejorar su incremento fustal. Por otro lado, había individuos con copas muy extensas, de radial, por ejemplo, que inhibían el crecimiento de otras especies acompañantes de mayor valor, como laurel y tepa.

DISCUSIÓN Y CONCLUSIONES

Distintos países en el mundo con vocación forestal, a diferencia de Chile, definen sus bosques solo por su composición, sea este natural o plantado, valorando, independiente de su origen, su aporte ambiental al igual que su aporte económico.

Con objeto de aportar a esta discusión en el presente estudio se comparan un bosque natural secundario de roble con una plantación de la misma especie en términos de composición, crecimiento y de calidad fustal.

Respecto del sitio, ambos rodales se encuentran en la misma ladera y tienen características semejantes. Para los rodales solo se dispone de algunas variables del suelo: densidad, textura, y contenido de carbono, lo que no permite una comparación detallada del sitio, que pudiera generarse debido al anterior uso (pradera – bosque). En términos generales, para la caracterización del sitio, [Thiers et al. \(2012\)](#) publicaron un perfil químico detallado de un rodal adyacente que muestran un suelo con alto contenido de materia orgánica y una alta concentración de nitrógeno total, calcio y magnesio. Los niveles de potasio y cobre son medios, mientras el fósforo muestra un nivel muy bajo. Según [Karlen et al. \(1997\)](#), se trata de un suelo de buena calidad.

El raleo es un factor que influye en el crecimiento de los árboles, reduciendo la densidad y concentrando el potencial del sitio en los individuos remanentes. Ambos rodales fueron raleados 2 veces. Sin embargo, una dificultad en esta comparación es la diferencia de edad a la cual se realizaron estas intervenciones. Un estudio en bosques de roble a una altura de 320 msnm en la Comuna de Futrono ([Ciampi, 2010](#)) ha demostrado una culminación del crecimiento diametral entre las edades de 19 y 24 años (según exposición). Considerando estos valores, el raleo en el bosque natural del presente estudio, se realizó al momento de la culminación del crecimiento corriente, i.e. a los 19 años. En la plantación en cambio, el primer raleo ya se realizó a los 12 años, aprovechando un mayor rango de alto crecimiento, en este mismo sentido, [Donoso et al. \(1993\)](#) también indican que el crecimiento de los renovales de roble es mayor entre 10 y 20 años de edad.

El crecimiento medio de ambos rodales se encuentra dentro de los valores reportados por Donoso (*op. cit.*) para estos tipos de bosque, quien reporta incrementos medios anuales en diámetro y altura de 0,61-0,75 cm/año y 0,58-0,65 m/año, respectivamente, para bosques secundarios manejados. En el caso de plantaciones, los mismos autores determinan incrementos medios anuales medios en diámetro de 1,08-1,28 cm/año y en altura de 0,85-0,98 m/año.

La baja densidad de la plantación le ha permitido tomar ventaja a los robles, debido a un crecimiento en condiciones de poca competencia, mientras que el bosque secundario con 2.776 árboles por hectárea, aún a los 19 años, cuando se realizó el primer raleo, enfrentaba condiciones menos favorables. Esto se expresa en una diferencia significativa de incremento diamétrico entre ambos rodales. El análisis de los tarugos de crecimiento arrojó que, a una edad cercana a 10 años, el crecimiento de los árboles ya había sido restringido, probablemente por la alta densidad, lo que podría haberse evitado mediante un clareo.

Sin embargo, y tal como se esperaba, la calidad maderera del rodal se vio beneficiada por la alta densidad, lo que se expresa principalmente en el menor grosor de las ramas y el ángulo más abierto de las mismas. Si bien la calidad de la plantación ha mejorado mucho a través de los raleos (Müller-Using *et al.*, 2020), subiendo de categoría 3 a 2, todavía está por debajo del bosque natural.

Ambos rodales estudiados se encuentran por sobre el promedio regional de los renovales del tipo Roble-Raulí-Coigüe, que indica que solo el 11% y 20% de los fustes alcanza grados de calidad apta para madera debobinable y aserrable, respectivamente (Martin y Müller-Using, 2012). En relación a los defectos que desclasifican un uso debobinado de trozas de roble, Emanuelli y Milla (2006) encontraron que en el 45% de los casos se trataba de defectos relacionados con una deficiente autopoda. Específicamente se trata de nudos vivos y muertos, así como cicatrices de ramas. Estos defectos se relacionan a los parámetros “grosor de ramas” y “ángulo de ramas”, encontrados como criterio de calidad diferenciador entre los fustes de la plantación y los del bosque natural. De aquí se pueden desarrollar a futuro diferencias en el potencial uso de la madera, restringiendo el uso debobinable en la plantación.

En el análisis económico resultó relevante el costo de establecimiento de la plantación, versus el tiempo que se demora en instalar un bosque natural. En el presente estudio el bosque natural demoró 8 años en instalarse. Para una regeneración natural esto no es mucho, considerando que Donoso *et al.* (1999) determinaron que el tiempo de instalación de dos rodales de coigüe (*Nothofagus dombeyi*) fue 10 y 13 años. Para regenerar a través de un proceso de corta selectiva, Chauchard *et al.* (2001) definen una duración de 20 años.

En términos de composición, el bosque originado de regeneración natural es más diverso que la plantación, aunque tiene una participación de solo 5% de especies diferentes a la principal, lo que sigue definiéndolo como un bosque puro (Bartsch y Röhrig, 2016). El porcentaje de participación de otras especies es bajo en comparación con la media regional de estas formaciones. Según Müller-Using *et al.* (2012) en la región de Los Ríos la participación de especies distintas a roble o raulí en renovales dominados por estas especies es de alrededor del 30%. Esto probablemente se debe a la temprana fase sucesional en la cual se encuentra el rodal estudiado (Rojas, 2007).

Un aspecto que en este estudio no se aborda es el origen genético de la plantación. Sin embargo, son conocidas las grandes diferencias en rendimiento de roble y raulí según su procedencia, y existen huertos semilleros de primera y segunda generación establecidos que permitirían una selección dirigida del material genético a utilizar (Ipinza *et al.*, 2000).

REFERENCIAS

- Bartsch N. & Röhrig E. (2016). Waldökologie. Einführung für Mitteleuropa. Springer Spektrum, 417 Seiten, ISBN 978-3-662-44267-8. <https://doi.org/10.1007/978-3-662-44268-5>
- Barría, L. (1996). Comparación de la estructura y crecimiento de una plantación de roble-raulí, con una de roble-raulí-ulmo, en la provincia de Valdivia. Valdivia, Chile: Universidad Austral de Chile. Facultad de Ciencias Forestales.}

- Cámara de Diputadas y Diputados. (2022).** https://www.camara.cl/verDoc.aspx?prmID=248368&prmTipo=DOCUMENTO_COMISION
- Chauchard, L., Maresca, L. & González Peñalba, G. (2001).** Método para evaluar el estado regenerativo de un rodal y su aplicación al manejo del bosque mixto de *Nothofagus*. *Quebracho* 9: 29-42.
- Ciampi, A. (2010).** Crecimiento de dos rodales de roble (*Nothofagus obliqua*) en condiciones de exposición y pendiente diferentes en la comuna de Futrono. Trabajo de Titulación presentado como parte de los requisitos para optar al Título de Ingeniero Forestal. Universidad Austral de Chile, Valdivia.
- CIREN (Centro de Información de Recursos Naturales) (2001).** Estudio Agrológico X Región. Descripciones de suelos, materiales y símbolos. Tomo I. Santiago, Chile. 199 p.
- CONAF (Corporación Nacional Forestal). (2012).** Ley sobre recuperación del bosque nativo y fomento forestal y reglamentos. Ley núm. 20.283. Santiago, Chile. 90 p.
- Di Rienzo, J.A., Casanoves, F., Balzarini, M., González, L., Tablada, M. & Robledo, C. (2020).** InfoStat versión 2020. Centro de Transferencia InfoStat, FCA, Universidad Nacional de Córdoba, Argentina. URL <http://www.infostat.com.ar>
- Donoso, P. (1988).** Caracterización, crecimiento y proposiciones silviculturales para comunidades de *Nothofagus* en el Área Protección "Radal-7 Tazas", VII Región. Tesis Ing. For., Fac. Cs. For., Universidad Austral de Chile, p. 101.
- Donoso, P., Monfil, T., Otero, L. & Barrales, L. (1993).** Estudio de Crecimiento de plantaciones y renovales manejados de especies nativas en el área andina de las Provincias de Cautín y Valdivia. *Ciencia & Investigación Forestal*, 7(2): 253-287. <https://doi.org/10.52904/0718-4646.1993.188>
- Donoso P., Cabezas, C., Lavanderos, A. & Donoso, C. (1999).** Desarrollo de renovales de coihue común (*Nothofagus dombeyi* (Mirb.) Oerst.) en la Cordillera de la Costa y de los Andes de la provincia de Valdivia en sus primeros 25 años. *Bosque*, 20(2): 9-23. <https://doi.org/10.4206/bosque.1999.v20n2-02>
- Donoso, P. & Soto, D.P. (2010).** Plantaciones con especies nativas en el centro-sur de Chile: experiencias, desafíos y oportunidades. *Revista Bosque Nativo*, N° 47. Pp: 10-17.
- Emanuelli, P. & Milla, F. (2006).** Alternativas de productos madereros del bosque nativo chileno. CONAF y Sociedad Alemana de Cooperación Técnica (GTZ). Santiago de Chile. 159 p.
- Espinosa, M., García, J. & Peña, E. (1988).** Evaluación del crecimiento de una plantación de Raulí (*Nothofagus alpina* (Poepp. et Endl.) a los 34 años de edad. *Agro-ciencia* 4: 67-74.
- Fierro, D. (1998).** Experiencia silvicultural del bosque nativo de Chile. (Conaf/GTZ, Ed.) Santiago, Chile.
- Gobierno de Chile. (2020).** Contribución determinada a nivel nacional (NDC) de Chile, Actualización 2020. 51 p. https://mma.gob.cl/wp-content/uploads/2020/04/NDC_Chile_2020_espan%CC%83ol-1.pdf
- Grosse, H. y Quiroz, I. (1999).** Silvicultura de los Bosques de Segundo Crecimiento de Roble, Raulí y Cogüe en la Región Centro-Sur de Chile. En Donoso, C. y A. Lara eds. *Silvicultura de los Bosques Nativos de Chile*. Editorial Universitaria, Santiago, Chile. Pp: 95-128.
- Grosse, H. (2009).** Silvicultura del bosque nativo chileno, función histórica y proyecciones futuras sobre la base de manejo sustentable. Instituto Forestal. 136 p.
- Hernández, G. & Pinilla, J. (2010).** Propiedades de la madera de especies forestales nativas y exóticas en Chile. Concepción, Chile. INFOR. <https://doi.org/10.52904/20.500.12220/18505>
- INIA (Instituto Nacional de Investigaciones Agropecuarias). (1989).** Mapa agroclimático de Chile. Santiago, Chile. Ministerio de Agricultura. 221 p.
- Ipinza, R., Gutiérrez, B. & Emhart, V. (Eds). (2000).** Domesticación y mejora genética de raulí y roble. Instituto Forestal, Universidad Austral de Chile. Santiago. 468 p. <https://doi.org/10.52904/20.500.12220/462>

- Karlen, D., Mausbach, M., Doran, J.W., Cine, R., Harris, R. & Schuman, G. (1997)** Soil quality: a concept, definition and framework for evaluation. *Soil Science Society of America J.*, N° 61. Pp: 4-10. <https://doi.org/10.2136/sssaj1997.03615995006100010001x>
- Lara, A.; Donoso, C. & Aravena, J.C. (1996).** La conservación del bosque nativo en Chile: problemas y desafíos. En Armesto J., C. Villagrán, M. Arroyo eds. *Ecología de los bosques nativos de Chile*, Santiago, Chile. Editorial Universitaria. p. 335-362.
- Lara, A., Echeverría, C. & Donoso, C. (2000).** Guía de ensayos silviculturales en los bosques nativos de Chile. World Wildlife Fund, Universidad Austral de Chile.
- Martin, M. & Müller-Using, S. (2012).** Descripción del Estado actual de Renovales de Roble-Raulí-Coigüe: Regiones del Bio Bio a Los Ríos. Informe Técnico Nr. 188. Infor. Santiago. 22 p.
- Martin, M., Büchner, C., Sagardía, R., Bahamondez, C., Rojas, Y., Guzmán, F., Barrientos, M., Barrales L. & Guíñez, R. (2020).** Disponibilidad de madera nativa en renovales de Roble- Raulí- Coihue. Regiones de Ñuble a Los Ríos 2020 - 2049. INFOR. <https://doi.org/10.52904/20.500.12220/30443>
- Martínez, A. (1999).** Silvicultura práctica en renovales puros y mixtos y bosques remanentes originales del tipo forestal Roble-Raulí-Coihue. In Donoso C, A Lara eds. *Silvicultura de los Bosques Nativos de Chile*. Santiago, Chile. Editorial Universitaria. Pp. 145-175.
- Müller-Using, B. Tiemann, M., Donoso P. & Wolf, B. (2020)** Crecimiento, desarrollo cualitativo y retorno financiero de una forestación con Roble (*Nothofagus obliqua* (Mirb.) Oerst) al pie de monte andino del Centro Sur de Chile. *Ciencias & Investigación Forestal*, 26(1): 67-82. <https://doi.org/10.52904/0718-4646.2020.527>
- Müller-Using, S., Martin, M. & Merino, R. (2012).** El diagrama de densidad de Gingrich como herramienta para la planificación de raleos en renovales del tipo roble-raulí-coigüe. Santiago, Chile: INFOR.
- Pilquinao, B., Martin, M., Müller-Using, S., Rojas, Y., Villalobos, E., Guíñez, R. & Barrientos, M. (2020).** Treinta años de manejo de renovales de roble un análisis de su respuesta en crecimiento y estructura. *Ciencia & Investigación Forestal*, 26(3): 7–32. <https://doi.org/10.52904/0718-4646.2020.535>
- Reyes, R., Gerding, V., & Donoso, C. (2007).** Crecimiento de una plantación de *Nothofagus nervosa* durante 20 años en Valdivia. *Bosque (Valdivia)*, 28(2): 129-138. <https://doi.org/10.4067/S0717-92002007000200005>
- Rojas, Y. (2007).** Modelo de planificación forestal con fines múltiples en bosques secundarios de Roble-Raulí-Coihue: Aplicación a la comuna de Lanco en Chile. Tesis doctoral. Escuela Técnica Superior de Ingeniero de Montes. Universidad Politécnica de Madrid. Pp. 204.
- Rojas, Y. (2011).** Programa de adaptación de bosque nativo a los efectos del cambio climático. Unidad demostrativa Panguipulli. <https://doi.org/10.52904/20.500.12220/27296>
- Rojas, Y., Gerding, V., Bahamondez, C., Molina, E. & Sagardía, R. (2020).** Contenido y Cantidad de Carbono del Suelo en Bosque Nativo de la Región de Los Ríos. Instituto Forestal, Chile. Informe Técnico N° 233. 21 p.
- Rykowski, K. (2002).** La conservación de la diversidad biológica como elemento de la gestión forestal sostenible: normas y práctica en Polonia. *Unasyvla*, 209(53): 16 –24.
- Schlegel, B. & Rojas, Y. (2020).** Ecosistemas dominados por *Nothofagus* – Tipo Forestla Roble-Raulí-Coihue. En: Müller-Using, Sabine (ed.) 2020. *El Manejo de Renovales de Roble-Raulí-Coihue en una Resumida Mirada: Estadísticas e investigaciones en curso*. Instituto Forestal, Chile. Documento de Divulgación N° 52. Pp: 6-17.
- Thiers, O., Gerding, V., Reyes J., & Gayoso, J. (2012).** Bases edáficas para silvicultura en bosques nativos de Chile: Sistematización y validación de información sobre características y procesos de suelos. Informe Final. Proyecto del Fondo de Investigación de Bosque Nativo (CONAF 042/2010). 216 p.



ARTÍCULO

Evaluación de métodos de manejo de la regeneración natural de *Pinus radiata* para restablecer rodales productivos post incendios forestales

Juan Pinilla Suarez^{1*}; Mauricio Navarrete Torres¹; Joaquín García Inostroza¹; Felipe Navarrete Ulloa.¹ & Karina Luengo Vergara¹.

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

*Autor para correspondencia

DOI: <https://doi.org/10.52904/0718-4646.2023.582>

Recibido: 27.12.2022; Aceptado 23.03.2023

RESUMEN

Se presentan antecedentes de manejo de regeneración en 2 bosques de pino radiata afectados por los incendios del año 2017 en la comuna de Florida, región del Biobío, donde se realizó manejo utilizando desbrozadora, herbicidas y herramientas manuales. Los resultados indican que a los 4 años de aplicados los tratamientos de manejo, el control manual sigue presentando los menores valores de crecimiento en diámetro y altura de las plantas, mientras que la utilización del control químico continúa siendo el mejor tratamiento, con diferencias estadísticamente significativas en relación a los tratamientos restantes, tanto para el DAP como para la altura. La utilización de desbrozadora o el método manual, no siempre permiten eliminar la totalidad de las especies que no son de interés, por lo que generan mayor competencia por nutrientes, luz y agua; estos métodos tampoco limitan el desarrollo de regeneración natural a través del tiempo, de modo que es necesario repetirlos en el tiempo para mantener el rendimiento deseado. Los resultados iniciales confirman la potencialidad del manejo de la regeneración natural post incendio de bosques de pino radiata como herramienta de gestión forestal para el repoblamiento de bosques productivos con esta especie. Se requiere de evaluaciones permanentes que permitan determinar el efecto de los diferentes tratamientos utilizados sobre el crecimiento y productividad del rodal en distintas etapas de la rotación, información necesaria para la toma de decisiones en relación a la recuperación de plantaciones afectadas por incendios forestales, especialmente en el sector de pequeños y medianos propietarios.

Palabras clave: Pino radiata, regeneración, incendios, manejo.

SUMMARY

Background of regeneration management in 2 radiata pine forests affected by the fires of 2017 in the commune of Florida, Biobío region, where management was carried out using brushcutter, herbicides and manual tools. The results indicate that 4 years after the management treatments were applied, manual control continues to present the lowest values of growth in plant diameter and height, while the use of chemical control continues to be the best treatment, with statistically significant differences in relation to the remaining treatments, both for DBH and height. The use of the brush cutter or the manual method does not always allow the elimination of all the species that are not of interest, thus generating greater competition for nutrients, light and water; these methods also do not limit the development of natural regeneration over time, so it is necessary to repeat them over time to maintain the desired yield. The initial results confirm the potential of post-fire natural regeneration management of radiata pine forests as a forest management tool for restocking productive forests with this species. Permanent evaluations are required to determine the effect of the different treatments used on the growth and productivity of the stand at different stages of the rotation, information necessary for decision making in relation to the recovery of plantations affected by forest fires, especially in the sector of small and medium landowners.

Key words: Radiata pine, regeneration, fires, management

INTRODUCCIÓN

La necesidad de una rápida restauración productiva de superficies de pino radiata que han sido afectadas por incendios forestales requiere de información validada respecto de las diferentes opciones que se pueden utilizar en este escenario como medio para una eficiente recuperación del bosque afectado.

El uso de la regeneración natural es una de tales opciones, por cuanto el calor generado por el fuego provoca la apertura de los conos y la liberación de las semillas, las que germinan profusamente dando lugar a la formación de extensas superficies densamente cubiertas con nuevas plantas. Estas plantas, con un adecuado manejo, pueden restablecer el bosque original.

Para este efecto se requiere disponer de una adecuada superficie cubierta con regeneración natural, caracterizar las plantas, su cobertura y homogeneidad. Con esta información es posible analizar la factibilidad de manejar la regeneración para restablecer un nuevo bosque de adecuadas características productivas, sin la necesidad de plantarlo nuevamente.

El Instituto Forestal en su sede de Concepción, Región del Biobío, ha abordado este tipo de estudios, cuyo objetivo es caracterizar la regeneración natural de pino radiata y su respuesta al manejo, en áreas afectadas por incendios forestales.

Los resultados iniciales de un ensayo establecido con este propósito en un área afectada por los incendios forestales del año 2017 y cuya regeneración fue manejada durante el año 2018, señalaban que la densidad y tamaño de las plantas influyen sobre la eficiencia del manejo y sobre los resultados de las variables como el DAC, DAP y la altura de las plantas. En esa ocasión, el control manual presentó los menores valores en cuanto al crecimiento de las plantas, mientras que el control químico presentó los valores más altos, tanto en DAP como en altura de las plantas (Pinilla *et al.*, 2021).

Esos resultados iniciales confirmaron el interés y la potencialidad del manejo de la regeneración natural post incendio en pino radiata como herramienta de gestión forestal para el repoblamiento de bosques productivos con esta especie.

En el marco del necesario monitoreo de estos ensayos, en el presente documento se entregan nuevos resultados derivados de la evaluación del año 2022 de estas unidades, con el objetivo de generar antecedentes técnicos en apoyo a la toma de decisiones para utilizar la regeneración natural de *Pinus radiata* en la recuperación productiva de bosques, postulando que el manejo de tal regeneración en especies de rápido crecimiento, efectivamente puede ser utilizado para restablecer unidades productivas.

MATERIAL Y MÉTODO

Durante el año 2018 se demarcaron 2 unidades experimentales con *Pinus radiata* en la comuna de Copiulemu, región del Biobío, una en el predio Santa Elisa y la otra en el predio Lo Carmen, aprovechando en ambos casos el renuevo generado luego de un megaincendio que afecto a la región el año 2017 (**Cuadro 1**, **Figuras 1 y 2**).

Cuadro 1. Predios seleccionados para realización estudio regeneración natural de pino radiata, Región del Biobío.

Predio	Coordenadas	Especie afectada
Lo Carmen	18H 693623; 5912742	<i>Pinus radiata</i> , <i>Eucalyptus globulus</i>
Santa Elisa	18H 694188; 5915342	<i>Pinus radiata</i>

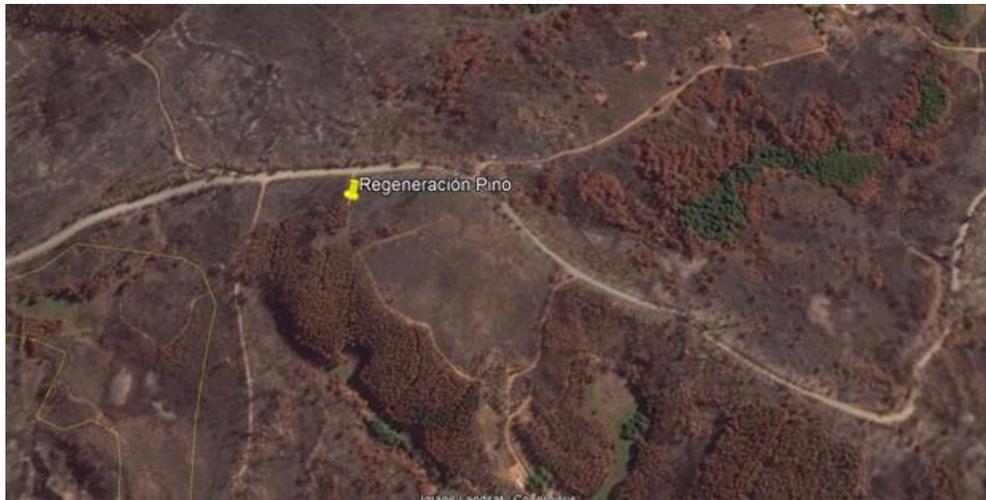


Figura 1. Situación predio Lo Carmen, 02 de febrero 2017.



Figura 2. Situación predio Santa Elisa, 19 de febrero 2017.

Cada sitio fue dividido en tres sectores, para realizar tres tratamientos de control de la regeneración natural:

- Desbrozadora
- Control Químico
- Control Manual (rozón y machete)

Para cada tratamiento, se consideró una superficie de 500 m², cada una con 20 metros ancho por 25 metros largo. A cada sitio se le realizó una parcela circular de 100 m², donde se han realizado mediciones de diámetro y altura.

La asignación de los tratamientos en cada predio se presenta en el **Cuadro 2**. En el **Cuadro 3** se resume la situación original de la regeneración de pino en cada predio. Más antecedentes acerca de la instalación de las unidades se pueden encontrar en [Pinilla *et al.*, \(2021\)](#).

Cuadro 2. Tipo de manejo de la regeneración natural de pino radiata aplicado en cada sector analizado.

Predio	Tipo de manejo
Lo Carmen	Desbrozadora
	Control Manual
	Control Químico
Santa Elisa Ladera	Control Químico
	Desbrozadora
Santa Elisa Cima	Desbrozadora

Cuadro 3. Resultados estimación regeneración natural de pino radiata.

Predio	N° plantas por hectárea	Altura (cm)
Lo Carmen	330.000	32,2
Santa Elisa Ladera	170.000	33,5
Santa Elisa Cima	430.000	26,8
Promedio	310.000	30,8

(Fuente: [Pinilla *et al.*, 2021](#))

En Santa Elisa, se aplicaron dos tratamientos: control químico y uso de desbrozadora. El tratamiento desbrozador se aplicó en dos condiciones del predio: cima y ladera del cerro.

La **Figura 3** muestra la instalación de parcelas en cada predio. Las **Figuras 4 y 5** entrega una visión de las parcelas de cada predio después de aplicar los tratamientos de manejo de regeneración.

Durante el año 2022 se realizó una nueva evaluación de las unidades, ocasión en que se midió el diámetro y altura de las plantas de regeneración natural en cada tratamiento de manejo (**Figura 6**).



Figura 3. Instalación Parcela predio Lo Carmen (arriba) y Santa Elisa (bajo).



Figura 4. Situación final luego de la aplicación de los métodos de manejo manual y mecánico



Figura 5. Situación final luego de la aplicación de los métodos de manejo manual y mecánico (arriba) y químico (abajo)



Figura 6. Medición de Diámetros y Alturas de cada parcela.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Evaluación Regeneración Natural Pino Radiata 2022

A través del establecimiento de 3 parcelas temporales en cada una de las áreas donde se aplicaron los tratamientos fue posible obtener la información para la evaluación de las unidades. Los resultados de crecimiento en altura y DAP de las plantas de los tres tratamientos, en ambos predios, se resumen en el **Cuadro 4**, donde se evidencia el mejor desempeño de las plantas de las parcelas que recibieron el tratamiento de control químico de la regeneración. En la **Figura 7** se muestra la relación diámetro–altura de las plantas de cada tratamiento, confirmándose los mejores resultados para el tratamiento de control químico.

Cuadro 4. Resultados evaluación 2022 según variable y tratamiento (*)

Sector	Tratamiento	DAP (cm)	Altura (m)
Lo Carmen	Manual	5,24a	4,60a
	Desbrozadora	5,18a	4,72a
	Químico	7,84b	6,91b
Santa Elisa, Cima	Desbrozadora	7,53b	5,59b
	Químico	8,44b	6,87b
Santa Elisa, Ladera	Desbrozadora	5,50a	5,18a

(*): Valores con misma letra señala no existen diferencias estadísticamente significativas al 95% según test de comparación de Tukey

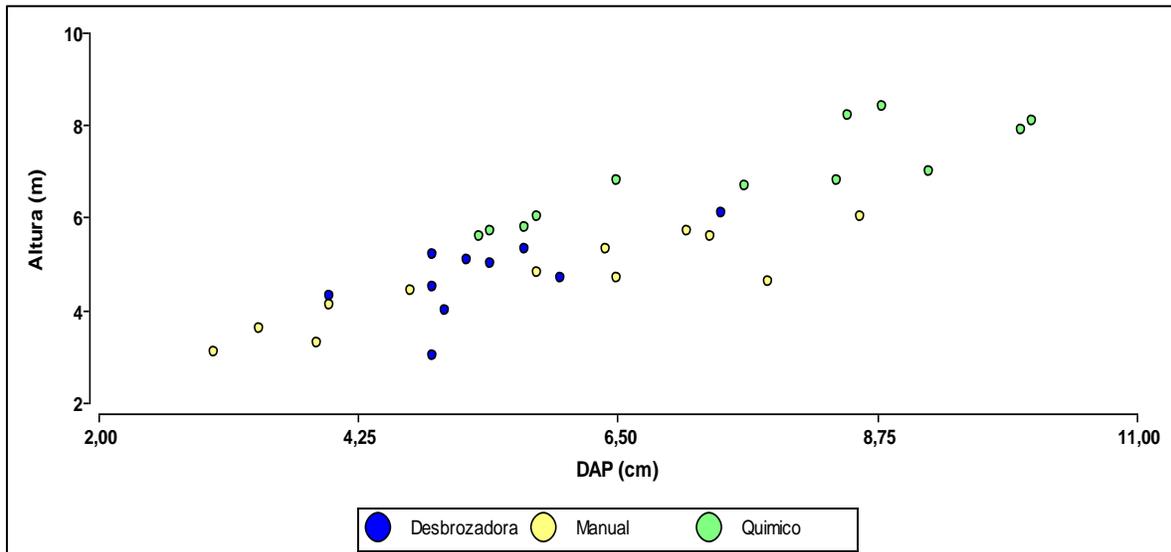


Figura 7. Relación DAP-Altura según tratamiento evaluación 2022.

Análisis Temporal de la Regeneración Natural de Pino Radiata

Se han realizado cuatro mediciones en años sucesivos de los individuos de cada tratamiento, los resultados de altura, diámetro de cuello y diámetro a la altura del pecho, registrados en los tratamientos de cada ensayo entre los años 2019 y 2022 se resumen en los **Cuadros 5 y 6**.

Cuadro 5. Resultados de altura y diámetros en unidad Lo Carmen según año de evaluación.

Tratamiento	Año	Parámetro		
		Promedio [desviación estándar]		
		Altura (m)	DAC (cm)	DAP (cm)
Control Manual	2019	0,91 [0,21]	1,80 [0,54]	
	2020	1,28 [0,33]	2,40 [0,86]	
	2021	2,14 [0,63]		2,44 [1,07]
	2022	4,60 [0,95]		5,24 [1,63]
Desbrozadora	2019	0,91 [0,40]	1,90 [0,16]	
	2020	1,24 [0,15]	2,20 [0,45]	
	2021	2,19 [0,53]		2,30 [0,71]
	2022	4,72 [0,84]		5,18 [0,97]
Control Químico	2019	1,21 [0,22]	2,30 [0,61]	
	2020	2,01 [0,36]	3,50 [0,87]	
	2021	3,65 [0,79]		4,30 [1,21]
	2022	6,91 [1,02]		7,84 [1,72]

Cuadro 6. Resultados de altura y diámetros en unidad Santa Elisa según año de evaluación.

Tratamiento	Año	Parámetro		
		Promedio [desviación estándar]		
		Altura (m)	DAC (cm)	DAP (cm)
Desbrozadora Cima	2019	0,80 [0,26]	1,20 [0,50]	
	2020	1,54 [0,34]	2,90 [0,91]	
	2021	2,86 [0,61]		3,50 [1,19]
	2022	5,59 [0,83]		7,53 [1,61]
Desbrozadora Ladera	2019	0,94 [0,25]	1,8 [0,57]	
	2020	1,31 [0,33]	2,00 [0,51]	
	2021	2,34 [0,53]		2,2 [0,75]
	2022	5,18 [0,82]		5,5 [1,09]
Control Químico	2019	1,02 [0,29]	1,8 [0,65]	
	2020	1,99 [0,51]	3,5 [1,23]	
	2021	3,63 [0,71]		4,3 [1,37]
	2022	6,87 [1,31]		8,44 [1,90]

En Lo Carmen (**Cuadro 5**), el menor diámetro para el año 2020 fue el del tratamiento con desbrozadora; en el 2021 fue el control manual, observándose en general un rendimiento similar entre ambos métodos. Para el año 2022, el peor desempeño en diámetro volvió a corresponder al tratamiento con desbrozadora. En cambio, entre el 2019 y el 2021, el tratamiento que presentó mejor rendimiento para el diámetro, fue la aplicación de químico, el que sigue siendo el tratamiento con mejores resultados preliminares.

En cuanto al diámetro en Santa Elisa (**Cuadro 6**), el tratamiento de peor rendimiento, entre los años 2019 y 2022, fue el uso de desbrozadora aplicado en ladera. Mientras que el tratamiento de mejor rendimiento hasta 2022 (cuatro años post manejo), fue la aplicación de químicos.

Respecto a la altura en Lo Carmen (**Cuadro 5**), al igual que con el diámetro, la aplicación de desbrozadora y el control manual presentan rendimientos similares y más bajos que el de control químico. En el sector Santa Elisa (**Cuadro 6**), es muy notorio que el uso de desbrozadora en una ladera, presenta rendimientos más bajos que los otros dos métodos de control. Para ambos sectores (ladera y cima plana), las plantas de las parcelas cuya regeneración se manejó con aplicación de químicos presentan mejor crecimiento en altura.

Independiente del parámetro estudiado (altura, dac, dap), el mejor rendimiento se asocia a la aplicación de químicos, esto puede deberse, a que el herbicida elimina de mejor manera a los ejemplares que no son de interés, por lo que se asume un mejor desarrollo de los individuos remanentes al contar con un mayor aporte de nutrientes y menor competencia por agua y luz; además el control químico limita la regeneración no deseada por un mayor periodo de tiempo.

El uso de desbrozadora y el control manual, si bien eliminan a las especies y ejemplares que no son de interés, no siempre permiten eliminar a la totalidad de ellos, por lo que no limita suficientemente la competencia por nutrientes, luz y agua, para los individuos remanentes que se desea conservar; además, estos métodos no limitan el desarrollo de regeneración natural a través del tiempo, por lo que es necesario volver a aplicar estos tratamientos en el tiempo para mantener el rendimiento deseado.

Otro factor relevante que se identifica, es la ubicación, ya que, en el sector Santa Elisa, existe una notoria diferencia del crecimiento en diámetro y altura entre la cima y la ladera del mismo cerro.

Cuadro 7. Tasa de crecimiento según tratamiento y año.

Unidad	Tratamiento	Tasa de crecimiento		
		Año	2021	2022
Lo Carmen	Manual	Diámetro*	0,00%	115,78%
		Altura	67,20%	114,47%
	Desbrozadora	Diámetro*	22,00%	125,05%
		Altura	76,60%	115,21%
	Químico	Diámetro*	22,90%	84,56%
		Altura	81,60%	84,38%
Santa Elisa	Desbrozadora (cima plana)	Diámetro*	20,70%	115,88%
		Altura	85,70%	95,38%
	Desbrozadora (Ladera)	Diámetro*	4,50%	149,35%
		Altura	76,60%	121,82%
	Químico	Diámetro*	22,90%	96,16%
		Altura	82,40%	89,39%

* La tasa de crecimiento de diámetro mostrado en el año 2021, corresponde a una comparación entre la media del Dac del año 2020 vs la media del DAP del año 2021

Análisis de Regresión DAP-Altura

Como una forma de establecer las relaciones entre el DAP y la altura de los árboles se realizó un ajuste de modelos de crecimiento para ambos predios y tratamientos, utilizando la totalidad de las mediciones y posteriormente limitándose a los datos solo de la medición 2022.

- *Análisis con Todos los Datos*

El resultado de este análisis (**Figura 8**) generó el modelo de la expresión (1) como predictor de la altura en función del DAP.

$$\text{Altura (m)} = 0,7134 \cdot \text{DAP (cm)} + 0,1654 \quad (1)$$

$$R^2 = 0,84$$

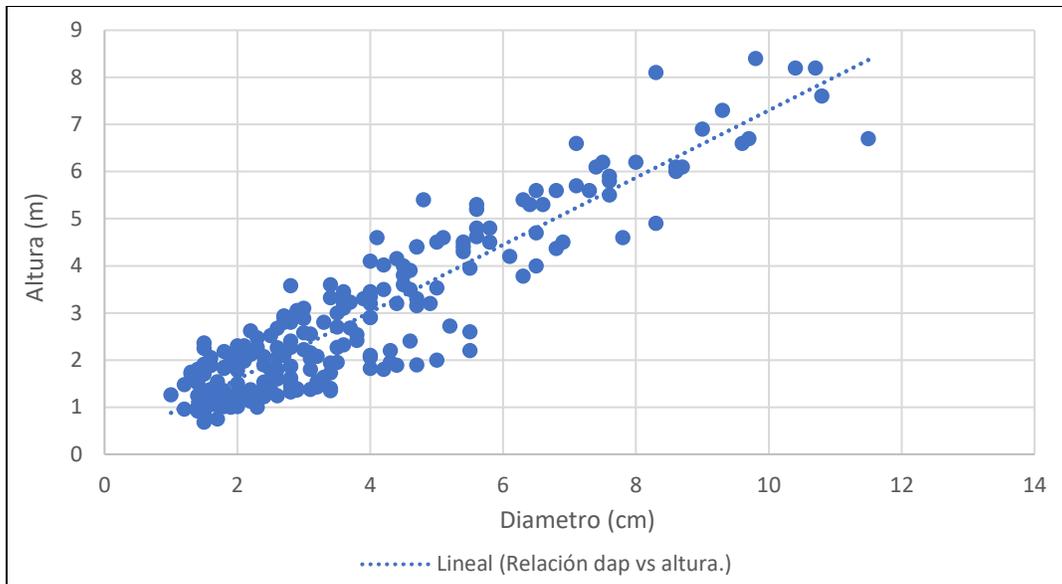


Figura 8. Relación de crecimiento DAP v/s Altura ambos sectores (datos 2019 a 2022).

- *Análisis Año 2022*

El resultado de este análisis (**Figura 9**) generó el modelo de la expresión (2)

$$\begin{aligned} \text{Altura (m)} &= 0,5685 \times \text{DAP (cm)} + 1,7668 \\ R^2 &= 0,71 \end{aligned} \tag{2}$$

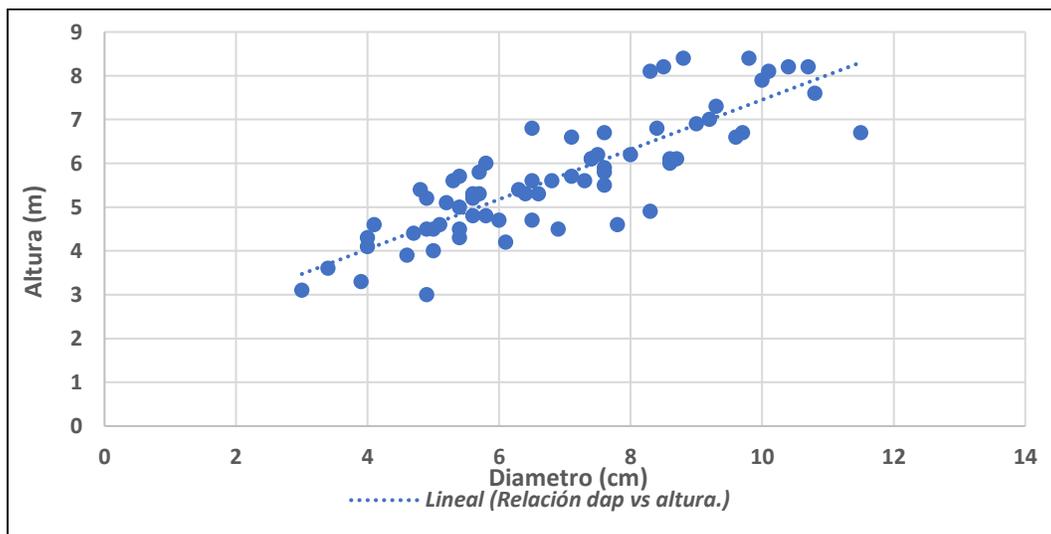


Figura 9. Relación de crecimiento DAP v/s Altura ambos sectores (datos 2022).

En ambos gráficos se muestra una relación creciente entre los diámetros y las alturas, con una alta correlación con la línea de tendencia. Para los años 2020, 2021 y 2022, se observa una tendencia mayor en el crecimiento del diámetro. Se aprecia mayor robustez en el primer gráfico, debido principalmente a la mayor cantidad de datos considerados.

CONCLUSIONES

La gestión forestal donde han ocurrido incendios de gran magnitud que afectan a plantaciones comerciales, requiere información para elegir la opción adecuada para recuperar rápidamente la superficie afectada y la función productiva de estos bosques.

El manejo de la regeneración natural de bosques de pino radiata afectado por incendios forestales es una alternativa interesante. Ella se basa en las características colonizadoras de esta especie, que presenta una alta germinación luego del paso de un incendio, debido a que el calor provoca la apertura de sus conos serotinos y la dispersión de las semillas. Lo anterior conduce a una situación que se caracteriza por la presencia de una alta densidad de plantas de regeneración natural, hasta más de 64.500 pl/ha (Promis *et al.*, 2019), las cuales, constituyen una opción silvícola para regenerar la masa quemada (Buesa, 2003; Castelán & Arteaga, 2009; Raga *et al.*, 2018).

Dependiendo de las características de cada situación, el manejo de la regeneración natural de pino post incendio podría constituir una opción para que pequeños y medianos propietarios restablezcan sus bosques quemados, priorizando para este efecto los mejores sitios Tejera *et al.* (2022)

La decisión de utilizar la regeneración natural de pino radiata luego de un incendio forestal debe considerar los recursos involucrados y el estado de la regeneración (calidad, forma, altura, densidad, espaciamiento final deseado y otras), entre otras. Se ha mencionado y la práctica también lo señala que cuando el manejo de la regeneración se inicia en forma tardía, se dificulta el manejo de la misma.

Los resultados obtenidos en la evaluación del año 2022 permiten señalar que el control manual presentó los menores valores en crecimiento en relación a los otros tipos de manejo utilizados.

La utilización del control químico utilizado genera a la fecha los mayores valores en DAP presentando el mismo efecto sobre la variable del crecimiento en altura. La utilización de desbrozadora presenta variaciones en los resultados, ya que en una de las unidades su efecto fue similar e incluso inferior al obtenido con manejo manual.

Se requiere de nuevas evaluaciones para detectar los reales efectos de los diferentes tipos de manejos sobre la productividad del rodal.

Con estos antecedentes se podrán establecer nuevas unidades experimentales en donde se puedan comparar el crecimiento de rodales de pino radiata originados a través del manejo de la regeneración natural post incendios forestales, eventos de cada vez mayor ocurrencia en el país y su comparación con los resultados de una plantación tradicional establecida en el mismo tipo de sitio.

A partir de la información validada del efecto del manejo de la regeneración natural de bosques de pino radiata afectados por incendios se podrán establecer modelos de gestión específicos para distintos tipos de propietarios y escenarios y su capacitación en ello.

REFERENCIAS

- Buesa V., A. (2003). Regeneración de pino radiata después de un incendio en el monte de UP Núm. 147 "Posadero". Montes. Revista de Ámbito Forestal, 3(73): 46-48.
- Castelán Lorenzo, M. & Arteaga Martínez, B. (2009). Establecimiento de regeneración de *Pinus patula* Schl. et Cham., en cortas bajo el método de árboles padres. Revista Chapingo Serie Ciencias Forestales y del Ambiente 15(1): 49-57.
- Pinilla, J.C., Luengo, K. & Navarrete. M. (2021). Uso de la Regeneración Natural para la Generación de Plantaciones Productivas de Pino Radiata. Ciencia & Investigación Forestal, 27(1): 55-67. <https://doi.org/10.52904/0718-4646.2021.472>

- Promis, A., Olivares, S., Acuña, S. & Cruz, G. (2019).** Respuesta temprana de la regeneración de plantas leñosas después del incendio forestal denominado "Las Máquinas" en la Región del Maule, Chile. *Gayana Botanica*, 76(2): 257-262. <https://doi.org/10.4067/S0717-66432019000200257>
- Raga, F., Valdebenito, G. & Barros, S. (2018).** Reforestación de plantaciones forestales quemadas análisis de la viabilidad de aplicación de incentivos estatales y de la rentabilidad para el estado y particulares. *Ciencia & Investigación Forestal*, 24(2): 87-100. <https://doi.org/10.52904/0718-4646.2018.499>
- Tejera, L.; Honorato, M. & Salvador, G. (2022).** Manejo de la regeneración post incendio de Pino Radiata Estación Experimental Agroforestal Esquel. *Revista Forestal* N° 34. Pp: 144-149. Septiembre 2022.



ARTÍCULO

Efecto de diferentes dosis de radiación gamma en una plantación recién establecida de *Eucalyptus nitens* en la Región del Biobío.

Patricio Rojas Vergara^{1*}; Jorge Gonzalez Campos²; María Molina Brand²; Laura Koch Zúñiga²; Tamara Vera Castro²; Ethel Velásquez Opazo³; Daniel Villegas Nassar³; Doris Ly Muñoz³; Eulogio de la Cruz Torres⁴ & Josefina González Jimenez⁴.

¹ Instituto Forestal, sede Metropolitana. patricio.rojas@infor.cl

² Instituto Forestal, sede Biobío

³ Comisión Chilena de Energía Nuclear

⁴ Instituto Nacional de Investigaciones Nucleares, México.

* Autor para correspondencia.

DOI: <https://doi.org/10.52904/0718-4646.2023.581>

Recibido: 23.12.2022; Aceptado 31.3.2023

RESUMEN

La aplicación de bajas dosis de radiación gamma conocida como "hórmesis" tiene efectos metabólicos y fisiológicos de corto plazo en las plantas, que en algunas experiencias ha permitido aumentar la germinación de las semillas, el enraizamiento de las estacas y el crecimiento inicial de las plantas. Existiría además una relación con efectos epigenéticos que se manifestarían como respuestas adaptativas en las especies irradiadas. Para dilucidar la magnitud de los efectos de hormesis se irradió semillas de *Eucalyptus nitens* con dosis de 0, 10, 20 y 30 Gy de radiación gamma, la semilla se viverizó y las plantas obtenidas se establecieron en un ensayo en terreno (agosto, 2021). En este trabajo se presentan los resultados de la primera evaluación de este ensayo, después de una temporada de crecimiento en terreno, y se discute respecto de la existencia de efecto de las dosis de irradiación sobre el crecimiento inicial de plantas de *E. nitens* en condiciones de plantación forestal.

Palabras clave: radiación gamma, hormesis, mejoramiento genético forestal

SUMMARY

The application of low doses of gamma radiation known as "hormesis" has short-term metabolic and physiological effects on plants, which in some experiences has increased seed germination, rooting of cuttings and initial plant growth. There would also be a relationship with epigenetic effects that would manifest as adaptive responses in irradiated species. To elucidate the magnitude of the effects of hormesis, seeds of *Eucalyptus nitens* were irradiated with doses of 0, 10, 20 and 30 Gy of gamma radiation, the seed was nursed and the plants obtained were established in a field trial (August, 2021). This paper presents the results of the first evaluation of this trial, after one growing season in field, and discusses the existence of an effect of irradiation doses on the initial growth of eucalyptus nitens plants under forest plantation conditions.

Keywords: gamma radiation, hormesis, forest tree breeding

INTRODUCCIÓN

Esta investigación está en el marco del programa de Cooperación Técnica FAO/IAEA CHI5052 "Utilización de técnicas nucleares para mejorar la adaptación y la productividad de las especies forestales que se enfrentan el cambio climático" desarrollada por INFOR y CCHEN como contrapartes.

Es bien sabido de las aplicaciones de la energía nuclear con fines médicos, industriales, agrícolas y la generación de energía eléctrica y térmica. También se conoce que la radiación ionizante es una forma de

crear variabilidad genética que no existe en la naturaleza o que no está disponible para el mejorador de plantas. Por lo tanto, existen muchos trabajos destinados a determinar la mejor dosis de radiación a aplicar en labores de fitomejoramiento.

El sector forestal en Chile es el tercero en la economía nacional después de la minería y los productos agroalimentarios. En este sector las plantaciones de eucalipto (principalmente *Eucalyptus globulus* y *E. nitens*) constituyen las de más rápido crecimiento y mayor interés industrial para la producción de celulosa. Las mejores procedencias de estas especies como Jeeralang y Toorong Plateau (Victoria Central, Australia) pueden alcanzar productividades entre 20 y 40 m³/ha/año en edades de rotación de 10 a 12 años, sin mejoramiento genético.

Sin embargo, como consecuencia del cambio climático, en los últimos diez años se ha observado una ostensible disminución de las precipitaciones en la zona centro sur de Chile, afectando el crecimiento y la productividad de *E. globulus* y el aumento de la susceptibilidad al ataque de insectos (*Gonipterus*, *Ophelimus*, *Phoracanta*, *Tenarytaina*) y hongos (*Mycosphaerella*, *Botriosphaeria*), lo que ha generado una merma significativa de la productividad en volumen (m³/ha) y rendimiento pulvable de las plantaciones (ADT/ha).

Las potenciales aplicaciones de las tecnologías nucleares podrían tener gran importancia en el nuevo escenario de cambio climático que está afectando la adaptabilidad de las especies nativas y exóticas en nuestro país. Según referencias bibliográficas las aplicaciones de bajas dosis de radiación gamma en plantas conocida como “hórmesis” generan alteraciones metabólicas y fisiológicas en las plantas, como el aumento de la germinación en las semillas y crecimiento inicial de las plantas. En este contexto, se evalúa el efecto hormético en un ensayo de plantación de *E. nitens*, establecido con plantas obtenidas a partir de las semillas irradiadas con distintas dosis de radiación gamma (10, 20 y 30 Gy) y semillas testigo sin irradiar.

Como hipótesis se plantea que las plantas cuyas semillas fueron irradiadas, experimentarán diferencias de crecimiento (diámetro de cuello, altura) respecto a las plantas controles. Estas diferencias podrían constituir una ventaja de crecimiento o desarrollo inicial para las plantas provenientes de semilla irradiada.

MATERIAL Y MÉTODO

Se evalúa un ensayo de *Eucalyptus nitens* después de su primera temporada de crecimiento en terreno, compuesto por plantas obtenidas a partir de semillas sometidas a distintos grados de irradiación con rayos gamma. La irradiación de las semillas se efectuó en dependencias de la Comisión Chilena de Energía Nuclear (CCHEN). La producción de plantas se efectuó en el vivero del Centro Tecnológico de la Planta Forestal, del Instituto Forestal, sede Biobío. El ensayo se plantó con la tecnología silvícola operacional usada por Forestal Mininco para el establecimiento de plantaciones (**Cuadro 1**).

Cuadro 1. Tecnologías de viverización y silvicultura de establecimiento del ensayo.

Actividad	Información
Viverización	-Fecha de siembra: 2020. -Sustrato: Corteza de pino compostada G-12. -Contenedor: bandejas de 88 cavidades de 103 cc c/u -Tipo de reproducción: semillas irradiadas con 10, 20, 30 Gy de radiación gamma, más un control sin irradiar.
Plantación	-Tratamiento de desechos:2021, arrumado en cancha. -Preparación de suelo: subsolado con bulldozer + rastra. -Fecha de Plantación: 10 de agosto de 2021. -Técnica: manual - pala neozelandesa. -Fertilización: Al establecimiento, en el hoyo de plantación con 30 g/planta de fertilizante encapsulado Agroblen)

Ensayo Evaluado

El ensayo se estableció en agosto de 2021, en un suelo de trumao en la pre cordillera de la Región del Biobío, en el predio Quilleco (Lote B, Rodal 2021) de patrimonio de Forestal Mininco S.A., ubicado aproximadamente a 15 Km al suroeste de Quilleco en las coordenadas UTM N 5845379 - E 768783, a 375 msnm (**Figuras 1 y 2**). El entorno corresponde a plantaciones comerciales de *Pinus radiata*, y quebradas constituidas principalmente por bosque nativo de *Nothofagus spp.* Predomina el clima templado cálido lluvioso, con influencia mediterránea (Cfsb). Las temperaturas máximas y mínimas fluctúan entre 28,7 °C (enero) y 3,4 °C (julio), con una precipitación media de 1.393 mm/año, un período seco de 5 meses, con un déficit hídrico de 693 mm/año, y un período húmedo de 5 meses, en los que se produce un excedente hídrico de 700 mm.

El ensayo cuenta con un diseño experimental de bloques al azar (**Figura 3**). Considera 4 bloques completos, en cada uno de los cuales se prueban 4 tratamientos, correspondientes a las dosis de irradiación aplicadas a las semillas que originaron las plantas usadas en el ensayo (0, 10, 20 y 30 Gy de radiación gamma). En cada bloque los tratamientos están representados por parcelas rectangulares de 32 plantas distribuidas en un arreglo de 8x4 plantas, con un espaciamiento de 3,5x2 m (equivalente a 1.429 pl/ha). En total contempla 512 plantas (32 pl/trat X 4 trat/bq X 4 bq/ensayo) y una superficie efectiva de 0,36 ha (512 pl X 7m²/pl).

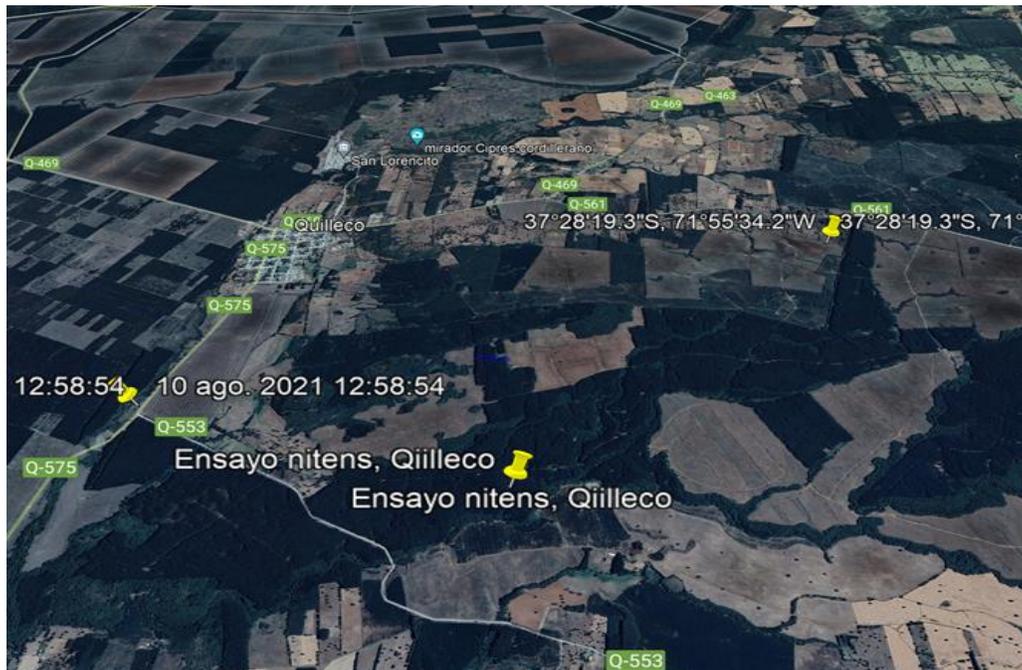


Figura 1. Localización geográfica del ensayo

Mediciones

A los 10 meses post-plantación se realizó la medición de las plantas del ensayo (**Figura 4**), registrándose para cada una de ellas sus valores de altura (H) y diámetro de cuello (DAC), con estos se calculó el indicador volumen teórico DAC^2H . Durante la medición también se registró el estado sanitario (daño por heladas), usando una escala cualitativa de 5 niveles (**Cuadro 2**).



Figura 4. Medición de la altura del ensayo

Cuadro 2. Escala cualitativa para caracterizar el estado sanitario (daño por heladas)

Categoría de daño	Descripción	Codificación
Sano	Sin daño aparente	1
Leve	<25% de planta dañada	2
Medio	>25% - <50% de la planta dañada	3
Alto	>50% de la planta dañada	4
Muerto	Planta muerta	5

13 meses después de la plantación, se registró el contenido de clorofila foliar con un medidor de Clorofila SPAD-502 plus (Konica Minolta). El contenido foliar de clorofila de plantas, es un parámetro que sirve para determinar el estado nutricional de las plantas (Cunha *et al.*, 2015). Los valores SPAD modelan la cantidad relativa de clorofila presente midiendo la absorbancia de la hoja en dos regiones de longitud de onda. La clorofila tiene picos de absorbancia en las regiones azul (400-500 nm) y roja (600-700 nm), sin absorbancia en la región del infrarrojo cercano, el medidor de Clorofila SPAD-502 plus usa estas dos absorbancias, para calcular un valor SPAD numérico que es proporcional a la cantidad de clorofila presente en la hoja.

Para la obtención de lecturas de SPAD, se seleccionó diez plantas por tratamiento en cada bloque (n=160, a las cuales se les colectó tres hojas por estrato (estrato superior, medio e inferior). Previo a la

toma de lecturas, el equipo fue calibrado utilizando el calibrador suministrado por el fabricante. Las mediciones fueron realizadas en el envés de cada hoja, específicamente en la lámina foliar, evitando la nervadura.

Las variables morfológicas (H, DAC) y bioquímicas (SPAD), se evaluaron mediante la prueba paramétrica Análisis de Varianza o ANOVA, utilizando como factores las dosis (tratamientos) y los bloques del ensayo. Para cada variable se evaluó los supuestos de Normalidad de sus residuos, mediante la prueba de Shapiro Wilk ($\alpha = 0,05$). Además, se midió el supuesto de Homocedasticidad mediante la prueba de Bartlett ($\alpha = 0,05$). Para las variables que no cumplan los supuestos se reemplazó la prueba ANOVA por la prueba no paramétrica de Kruskal Wallis. Una vez determinado que existen diferencias entre las medias de las poblaciones para cada una de las variables morfológicas, se utilizó la prueba post hoc LSD de Fisher ($\alpha = 0,05$), para evaluar cuales poblaciones presenta diferencias significativas.

Para la variable categórica estado sanitario (daño por heladas), considerando que se midió en una escala ordinal, no aplican las pruebas paramétricas, por lo que se realizó la prueba no paramétrica de Kruskal-Wallis ($\alpha = 0.05$) para examinar las diferencias según las dosis de radiación aplicadas al material.

Todas las pruebas estadísticas y, los gráficos se realizaron utilizando el programa R-Studio.

RESULTADOS

Los resultados de los análisis de varianza de cada variable se resumen en el **Cuadro 3**.

Cuadro 3. Cuadro de Análisis de la Varianza (ANOVA) para parámetros morfológicos y bioquímico medidos en plantas de *Eucalyptus nitens* generadas a partir de semillas irradiadas con diferentes dosis de radicación gamma. Valores significativos (***) resaltados en negrita ($\alpha = 0.05$). gl: grados de libertad, SC: Suma de Cuadrados, CM: Cuadrados medios.

Parámetro: Altura de plantas (cm)						
	gl	SC	CM	F	p-valor	Sig
Dosis	3	0,330	0,110	1,075	0,359	
Bloque	3	3,110	1,037	10,14	<0,001	***
Residuos	474	48,474	0,102			
Total	480	51,914				
Parámetro: DAC de plantas (cm)						
Dosis	3	1,06	0,353	0,599	0,616	
Bloque	3	26,93	8,976	15,217	<0,001	***
Error	474	279,59	0,590			
Total	480	307,58				
Parámetro: Volumen teórico (m3)						
Dosis	3	0,003	0,001	1,777	0,151	
Bloque	3	0,020	0,007	12,127	<0,001	***
Error	474	0,267	0,001			
Total	480	0,290				
Parámetro: Valores SPAD						
Dosis	3	346,4	115,47	5,591	0,001	***
Bloque	3	183,9	61,29	2,968	0,03	***
Error	153	3159,8	20,65			
Total						

Respecto a la variable altura (**Cuadro 4**), el mayor valor se reportó para la dosis G10, aunque las diferencias no fueron estadísticamente significativas entre las distintas dosis de irradiación. El modelo presenta un coeficiente de variación de 34,2%, y la comprobación de los supuestos arroja que los

residuos de esta variable se comportan de manera normal ($W = 0,99392$, $p\text{-value} = 0,05$), aunque no se cumple la homocedasticidad de las varianzas entre las distintas dosis probadas ($F = 3,48$, $p\text{-value} = 0,02$).

Las diferencias para la variable diámetro a la altura del cuello (**Cuadro 5**) tampoco son significativas entre las distintas dosis. El modelo presenta un coeficiente de variación de 35,19%, y la comprobación de los supuestos arroja que los residuos de esta variable se comportan de manera normal ($W = 0,99633$, $p\text{-value} = 0,336$), y que existe homocedasticidad de las varianzas entre las distintas dosis probadas ($F = 1,75$, $p\text{-value} = 0,155$).

Las diferencias para la variable volumen teórico DAC^2H (Cuadro 6) no son significativas entre las distintas dosis. El modelo presenta un coeficiente de variación de 92,76%, y la comprobación de los supuestos arroja que los residuos de esta variable no se comportan de manera normal ($W = 0,868$, $p\text{-value} = <0,001$), y que no existe homocedasticidad de las varianzas entre las distintas dosis probadas ($F = 6,31$, $p\text{-value} = <0,001$). Las diferencias en la prueba pos-hoc es un efecto de los outlier (**Figura 5**).

En relación al estado sanitario de las plantas, representado por la incidencia de daño por heladas, si se encontraron diferencias significativas asociadas a las diferentes dosis ensayadas (Chi cuadrado = 8,9566, $P\text{-value} = 0,003$, $df = 3$) (datos no presentados).

Los valores de SPAD (datos no presentados) mostraron diferencias significativas entre las dosis. El modelo presenta un coeficiente de variación de 6,27%, y la comprobación de los supuestos arrojó que los residuos de esta variable no se comportan de manera normal ($W = 0,9779$, $p\text{-value} = 0,01$), y que existe homocedasticidad de las varianzas entre las distintas dosis probadas ($F = 4,10$, $p\text{-value} = <0,250$). A partir de esto, se comprueba que existe una relación inversa entre las dosis y los valores de SPAD, teóricamente tomando como base la relación lineal positiva entre valores de SPAD y contenido de clorofila. Los tratamientos control G0 y G10 tienden a mostrar un mayor contenido de clorofila foliar, lo que se puede traducir en un mayor contenido de nitrógeno.

Por otro lado, los tratamientos G20 y G30 muestran una disminución en el valor SPAD, lo que teóricamente indica un decremento en el contenido de nitrógeno, atribuible a una baja concentración de clorofila foliar (Mendoza-Tafolla *et al.*, 2019), lo que generaría una disminución en las tasas fotosintéticas de los individuos, denotando déficit nutricional.

Es importante destacar que existen estudios en los que se evidencia que la precisión de las lecturas se ve influenciada por la hora del registro, temperatura ambiental, contenido de agua foliar, posición y zona de la hoja. Por lo mismo, es necesario realizar tomas de lecturas en diferentes estaciones y horarios; con el fin de aumentar la robustez de los modelos (Xiong *et al.*, 2015, De Lima *et al.*, 2014, Martínez & Guiamet, 2004).

Cuadro 4. Análisis de diferencias significativas para el carácter altura de plantas de plantas de *Eucalyptus nitens* viverizadas a partir de semillas irradiadas con distintas dosis de radicación gamma (Gy). Método LSD de Fisher. Grupos según probabilidad de diferencia de medias y $\alpha=0.05$.

Dosis	Altura (m)							Grupos Homogéneos
	Promedio	D.E	n	LCL	UCL	Min	Máx	
0 Gy	0,94	0,27	124	0,89	1,00	0,31	1,79	a
10 Gy	0,96	0,37	121	0,91	1,02	0,20	2,00	a
20 Gy	0,94	0,35	118	0,88	0,99	0,25	1,83	a
30 Gy	0,89	0,32	118	0,84	0,95	0,25	1,69	a

Cuadro 5. Análisis de diferencias significativas para el carácter diámetro a la altura del cuello o DAC de plantas de *Eucalyptus nitens* viverizadas a partir de semillas irradiadas con distintas dosis de radicación gamma (Gy). Método LSD de Fisher. Grupos según probabilidad de diferencia de medias y $\alpha=0.05$.

Dosis	Diámetro de cuello (cm)							Grupos Homogéneos
	Promedio	D.E	n	LCL	UCL	Min	Máx	
0 Gy	2,166	0,689	124	2,031	2,302	0,730	3,792	a
10 Gy	2,260	0,848	121	2,123	2,397	0,462	4,235	a
20 Gy	2,168	0,845	118	2,030	2,307	0,488	4,060	a
30 Gy	2,133	0,815	118	1,995	2,273	0,720	4,640	a

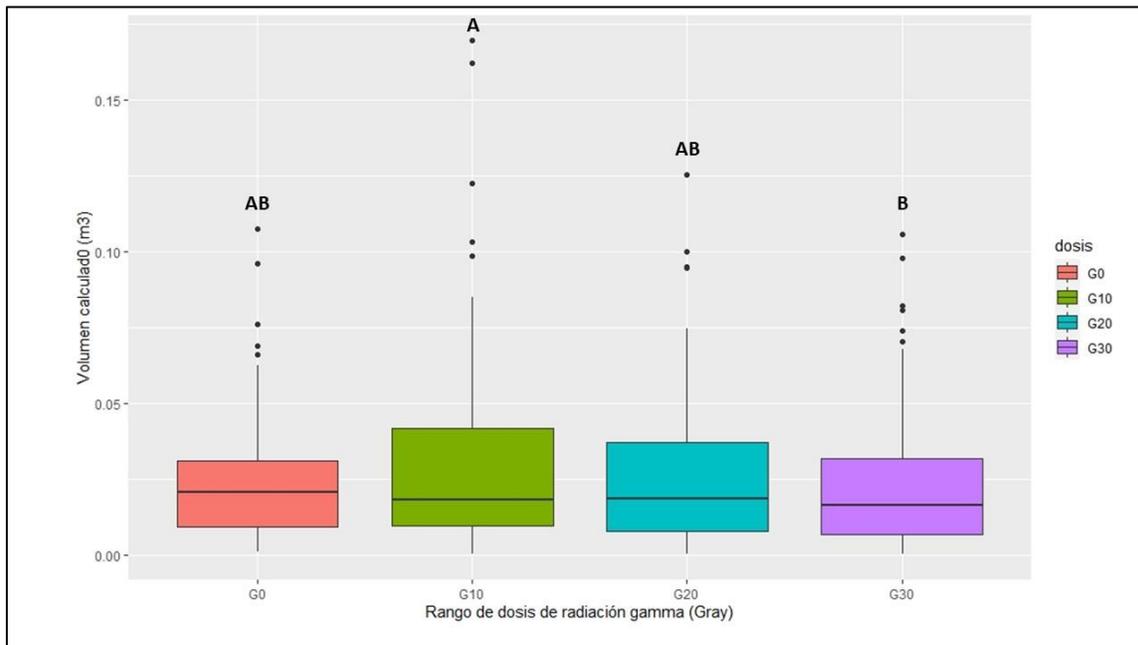


Figura 5. Boxplot para el parámetro morfológico: volumen teórico DAC²H (m³) en plantas de *Eucalyptus nitens* generadas a partir de semillas irradiadas con diferentes dosis de radicación gamma (Gy). Valores significativos resaltados en negrita ($\alpha = 0.05$), se muestran los valores para el valor teórico de biomasa en función de las 3 dosis + control (G0). Letras indican diferencias según Prueba de LSD Fisher DMS=0.08106 ($\alpha=0.05$).

DISCUSIÓN Y CONCLUSIONES

Estudios anteriores concluyen que una dosis de 10 Gy de radiación gamma tiene un ligero efecto hormético sobre la capacidad de germinación de semillas de *E. nitens*, no así sobre la energía germinativa ni el periodo de energía; y que dosis de 20 a 50 Gy no exhiben diferencias respecto al testigo sin irradiar (Gutiérrez et al. (2021)). Puesto que *E. nitens* germina abundantemente (más del 90% en semillas testigo), su germinación no es una variable que necesite ser mejorada con mecanismos tan sofisticados, sin embargo, el constatar que la radiación gamma efectivamente puede mejorar la germinación, resulta un antecedente de interés para validar en qué medida la radiación pueda ser un tratamiento viable para especies con problemas de germinación y para evaluar también la extensión del efecto hormético sobre el desarrollo posterior de las plantas en terreno, tal como se ha hecho en el presente artículo. En este se entregan los primeros resultados del efecto de cuatro dosis de radiación

gamma (0, 10, 20 y 30 Gy) sobre el crecimiento inicial en altura, diámetro de cuello y DAC²H de plantas de *Eucalyptus nitens* durante el primer año de plantación.

En términos de crecimiento se observó diferencias (sin significación estadística) que favorecerían a la dosis 10 Gy respecto del testigo y de las dosis más altas. El mayor valor se reportó para la dosis G10 en todos los bloques, particularmente en el Bloque IV, en la parte alta de la ladera sin efecto de las heladas.

Se indica que la dosis de 10 Gy posiblemente pudiera mostrar diferencias significativas a mayor edad de las plantas, por lo cual se esperará hasta los 4 años de edad para sacar las conclusiones finales del ensayo y elaborar un protocolo de hormesis para *E. nitens*. Se propone repetir la experiencia usando semillas irradiadas con radiación gamma en dosis inferiores a 10 Gy (0- 0,5- 1- 2,5- 3 – 5- 7 -7,5- 9-10) que ya fueron obtenidas por ININ (México), con el objeto de mejorar los resultados en la germinación y el crecimiento inicial de las plantas de *E. nitens*.

Respecto a dosis inferiores a 10 Gy, existen antecedentes de que estas podrían ser más efectivas que dosis superiores, al menos en la estimulación de la germinación. En efecto, Iglesias-Andreu *et al.* (2012) mostraron un efecto radioestimulador significativo en la germinación de las semillas de *Abies religiosa* y *Pinus hartwegii* tratados con dosis de radiación gamma menores a 10 Gy. El efecto radioestimulador más pronunciado en *P. hartwegii* fue el tratamiento de 2 Gy, que resultó en un alto porcentaje de germinación. Dosis de 5 Gy fue más eficaz para inducir un efecto similar en el abeto. Estos resultados son consistentes con el efecto radioestimulador observado por Rudolph (1979) para evaluar la germinación de semillas de *Pinus banksiana*. Análogamente, En *Pinus nigra*, Dudic (1961, cit. por Ferreira *et al.*, 1980) informa efectos significativos de radiación gama entre 0,88 y 8,88 Gy sobre la germinación y crecimiento de plántulas.

AGRADECIMIENTOS

A la Dra. Verónica Emhart y al MSc. Alex Medina de Forestal Mininco (CMPC) por su disponibilidad para apoyar esta investigación. A nuestro técnico Sr. Hernán Soto, quien participó en el establecimiento y la medición del ensayo.

REFERENCIAS

- Cunha, A. R da, Katz, L, Sousa, A de P. & Martinez, R. (2015). Índice SPAD en el crecimiento y desarrollo de plantas de *lisanthus* en función de diferentes dosis de nitrógeno en ambiente protegido. *Idesia* (Arica), 33(2):97-105. <https://dx.doi.org/10.4067/S0718-34292015000200012>
- De Lima Vasconcelos, R., de Mello Prado, R., Reyes Hernández, A., & Caione, G. (2014). Efecto del horario de medición, posición y porción de la hoja en los índices de clorofila en la papa. *Idesia* (Arica), 32(4): 23-28. <https://doi.org/10.4067/S0718-34292014000400004>
- Ferreira, C.; Franco do Nascimento, V.; Ferreira, M. & Vencovsky, R. (1980). Efeito de baixas doses de radiação gama na conservação do poder germinativo de sementes de *Araucaria angustifolia* (Bert). *IPEF* N° 21(dez 1980): 67-82.
- Gutiérrez, B., Koch, L., Villegas, D., Gonzalez, J., Ly, D., Molina, M., Rojas, P. & Velásquez, E. (2021). Análisis de Germinación de Semillas de *Eucalyptus nitens* Tratadas con Radiación Gamma: Indicios de Efecto Hormético. *Ciencia & Investigación Forestal*, 27(3): 7-16. <https://doi.org/10.52904/0718-4646.2021.554>
- Iglesias-Andreu, L.G., Octavio-Aguilar, P. & Bello-Bello, J. (2012). Current Importance and Potential use of low doses of gamma radiation in forest species. En: Adrovic, F. (Ed). *Gamma Radiation*. Publisher InTech. Capítulo 13. Pp: 263-280. <https://doi.org/10.5772/36950>
- Martínez, D.E. & Guiamet, J.J. (2004). Distortion of the SPAD 502 chlorophyll meter readings by changes in irradiance and leaf water status. *Agronomie*, 24. <https://doi.org/10.1051/agro:2003060>

- Mendoza-Tafolla, R.O., Juarez-Lopez, P., Ontiveros-Capurata, R.E., Sandoval-Villa, M., Iran, A.T. & Alejo-Santiago, G. (2019).** Estimating nitrogen and chlorophyll status of romaine lettuce using SPAD and at LEAF readings. *Notulae Botanicae Horti Agrobotanici Cluj-Napoca*, 47(3): 751-756. <https://doi.org/10.15835/nbha47311525>
- Rudolph, T. (1979).** Effects of gamma irradiation of *Pinus banksiana* Lamb. Seed as expressed by M1 trees over a 10-year period. *Environmental and Experimental Botany*, N° 19. Pp: 85-91. [https://doi.org/10.1016/0098-8472\(79\)90012-1](https://doi.org/10.1016/0098-8472(79)90012-1)
- Xiong, D., Chen, J., Yu, T., Gao, W., Ling, X., Li, Y., Peng, S. & Huang, J. (2015).** SPAD-based leaf nitrogen estimation is impacted by environmental factors and crop leaf characteristics. *Sci Rep* 5, 13389. <https://doi.org/10.1038/srep13389>



APUNTE

Manejo forestal sustentable y biodiversidad.

Roberto Ipinza^{1*}, Santiago Barros², Carmen Luz de la Maza Asquet³, Julio Torres Cuadros⁴ & Paola Jofré Filgueira⁵

¹Instituto Forestal, sede Los Ríos. robertoipinza@infor.cl

²Instituto Forestal, sede Metropolitana. Gerencia de Investigación y Desarrollo

³Universidad de Chile, Facultad de Ciencias Forestales y Conservación de la Naturaleza

⁴Colegio de Ingenieros Forestales, Santiago

⁵Consultora, Canadá.

*Autor de correspondencia

DOI: <https://doi.org/10.52904/0718-4646.2023.586>

Recibido: 10.01.2023; Aceptado 01.03.2023

RESUMEN

Se presenta un documentado análisis respecto de las plantaciones forestales y los bosques nativos, el manejo forestal sostenible y las relaciones de estos recursos forestales con la biodiversidad, y se hace una revisión de la posible adecuación de diversas técnicas silvícolas para su manejo orientadas a favorecer la biodiversidad.

El análisis indica que las plantaciones nunca deben sustituir bosques nativos, sin embargo, si se compara plantaciones bajo manejo sostenible establecidas en suelos forestales desarbolados y degradados por incendios y malas prácticas del pasado con la situación previa de esos terrenos, las plantaciones favorecen la biodiversidad y la silvicultura dispone de herramientas para asegurar este efecto.

En cuanto a los bosques nativos, gran parte de la superficie de estos es considerada comercial y se puede aplicar manejo forestal sostenible en esta sin comprometer la biodiversidad y generando recursos madereros y no madereros de gran importancia para las comunidades rurales, dado que parte muy importante de estos recursos está en manos de pequeños y medianos propietarios

Palabras clave: Plantaciones forestales. Bosques nativos. Biodiversidad, Manejo forestal sostenible.

SUMMARY

A documented analysis is presented regarding to planted forest and native forests, sustainable forest management and the relationships of these forest resources with biodiversity, and a review is made of the possible adequacy of silvicultural techniques for their management aimed at favoring the biodiversity.

The analysis indicates that plantations should never replace native forests, however, if plantations under sustainable management established on deforested and degraded forest lands due to fires and bad practices of the past are compared with the previous situation of those lands, the plantations favor biodiversity and forestry has tools to ensure this effect.

Regarding to native forests, a large part of their surface is considered commercial and sustainable forest management can be applied in it without compromising biodiversity and generating timber and non-timber resources of great importance for rural communities, given that a very important part of these resources is in the hands of small and medium landowners

Keywords: Forest Plantations. Native Forests. Biodiversity. Sustainable forest management.

PLANTACIONES FORESTALES Y BIODIVERSIDAD

Las plantaciones forestales o bosques plantados se definen como aquellos bosques establecidos por siembra o plantación para lograr mayoritariamente objetivos económicos, tales como la producción de madera, pulpa textil, papel y otros bienes derivados. Sin embargo, las plantaciones también son establecidas para otros fines como la protección del suelo para evitar la erosión, la regulación del ciclo hidrológico y el secuestro de carbono (Carnus *et al.*, 2006).

De acuerdo con la evaluación de los recursos forestales de FAO (2020) las plantaciones abarcan 294 millones de hectáreas y representan el 7% de la cubierta forestal mundial que asciende a 4.060 millones de hectáreas.

FAO distingue entre plantaciones forestales y otros bosques plantados. Las primeras corresponden a cultivos bajo manejo intensivo, compuestos por una o dos especies coetáneas, establecidas a un distanciamiento regular y principalmente con fines productivos. Estas plantaciones ascienden a 132 millones de hectáreas, lo que corresponde al 3% de la cobertura forestal mundial, el 55% de toda la cobertura de plantaciones corresponde a especies nativas y solo el 45% son plantaciones exóticas.

En esta última categoría se encontrarían los 2,3 millones de hectáreas de plantaciones existentes en Chile en la actualidad, de las cuales solo 1,5 millones de hectáreas son responsable de US\$ 6.000 millones de dólares anuales por concepto de exportación de madera y derivados.

Otros bosques plantados en tanto, corresponden según FAO (2020) a 162 millones de hectáreas, que ascienden al 55% de la cubierta forestal establecida mediante forestación. Se trata de bosques que no están bajo manejo intensivo y en la madurez se asemejan a bosques naturales. El propósito de estos bosques productivos puede ser la restauración y la protección de suelo y agua, o bien servir de reservorio de biodiversidad y de carbono.

A nivel mundial, la superficie de plantaciones forestales se ha incrementado en las últimas décadas, mientras que la superficie de los bosques naturales ha disminuido, aunque la tasa global de pérdida de bosques ha decrecido de 7,8 millones hectáreas anuales en la década de los 90 a 4,7 millones hectáreas anuales entre 2010 y 2020.

La principal causa de pérdidas de bosques naturales es la expansión de las fronteras agrícolas y ganaderas, al igual que en otros países, en Chile estas actividades cambiaron la cobertura de las especies forestales nativas, impactaron la biodiversidad y simplificaron el paisaje, con la consiguiente pérdida de provisión de algunos servicios ecosistémicos (Messier *et al.*, 2015).

El aumento de la frontera agrícola y ganadera en Aysén de acuerdo a Martinic (2005) se realizó a través de incendio intencionales, se quemaron 2,8 millones de hectáreas, fundamentalmente de lenga (*Nothofagus pumilio*).

En la actualidad los incendios que afectan las plantaciones y el bosque nativo siguen ocurriendo, y el patrón de causalidad humana es el que prevalece, siendo los incendios de la Reserva Nacional de Malleco, China Muerta, la tormenta de fuego del 2017 y los recientes del verano del 2023 entre otros los que continúan exponiendo a los suelos al cáncer de la erosión y a la pérdida de la diversidad biológica.

En Chile, en las últimas décadas la sustitución de plantación ha sido marginal, ya que las certificaciones de manejo forestal sustentable (FCS (*Forest Stewardship Council*) y PEFC (*Programme for the Endorsement of Forest Certification*) a las que están adscritas el 100% de las grandes empresas forestales y un porcentaje no despreciable de medianos y pequeños productores, tienen prohibiciones al respecto.

Sin embargo, la sociedad no recuerda que las plantaciones se realizaron mayoritariamente en terrenos antes habilitados para agricultura o ganadería y posteriormente abandonados por estos usos de la tierra. Este fenómeno ha sido caracterizado por Diamond (2016) que lo ha definido como “Amnesia del paisaje”.

No obstante, las sustituciones de bosques naturales en el mundo han generado un creciente cuestionamiento sobre la sostenibilidad de una estrategia de desarrollo forestal global basada en plantaciones. Se plantean sus impactos sobre la biodiversidad (Stephens y Wagner, 2007), pero también se cuestionan aquellas estrategias que buscan incrementar la captura de carbono a través de una la forestación con fines comerciales (Lewis *et al.*, 2019).

Aquellos estudios, como el de Lewis *et al.* (2019), afirmando que una estrategia basada en restauración de bosques es la mejor para capturar carbono, sometiendo a estos bosques a una moratoria indefinida de intervenciones, han llevado también a sostener que el manejo forestal es innecesario o incluso negativo, reduciendo la biodiversidad y alterando ecosistemas que han sobrevivido por miles de años sin la necesidad de la intervención humana.

Aseveraciones como esta son sumamente preocupantes, ya que desconocen todos los beneficios del manejo forestal sostenible y la urgencia de manejar bosques que actualmente se encuentran degradados por intervenciones inadecuadas en el pasado.

Duflot *et al.* (2022), sugieren que aumentar la diversidad del manejo forestal representa un enfoque de distribución de riesgos para la adaptación al cambio global y, por lo tanto, es probablemente un objetivo razonable para el avance de la silvicultura sostenible.

Este debate se ha dado en Chile respecto a los bosques naturales, los que son percibidos como ecosistemas que no requieren manejo, que deben cumplir exclusivamente objetivos de conservación y que los retornos económicos para sus dueños deben provenir solo de la generación de servicios ecosistémicos no extractivos. Para los bosques nativos no existe un incentivo adecuado para su manejo forestal, luego son abandonados por sus propietarios y ahí comienza un nuevo ciclo de la destrucción.

Esta percepción general negativa hacia el manejo forestal de bosques naturales también se extiende a la gestión productiva de suelos descubiertos a través de plantaciones forestales, las que en su modalidad de cultivos intensivamente manejados son considerados “desiertos biológicos” o “desiertos verdes” (Horák *et al.*, 2019) por ciertos grupos que desconocen sus aportes.

Pese a esta creciente percepción, Hartley, 2002 (citado por Stephens & Wagner, 2007) señala que escaso trabajo se ha desarrollado para establecer vínculos entre el manejo forestal y supuestos impactos negativos sobre, por ejemplo, la biodiversidad.

Además, no se tiene conciencia que el cambio climático actúa de dos formas sobre las poblaciones naturales y exóticas, en primer lugar, debilita las poblaciones y las predispone al ataque de plagas y enfermedades forestales y, en segundo lugar, el aumento de la temperatura y el déficit hídrico crean las condiciones propicias para los incendios forestales.

La biodiversidad, en sus aspectos conceptuales y de compromisos nacionales e internacionales de la biodiversidad y los bosques, como también de los niveles de cumplimiento de las metas comprometidas o establecidas por Chile, puede verse en detalle en Ipinza *et al.* (2021). El presente trabajo tiene que ver con la funcionalidad entre los bosques plantados y la biodiversidad.

Biodiversidad en Plantaciones Forestales: ¿Qué se Debe Comparar?

Las discrepancias sobre el valor ambiental o ecológico de las plantaciones forestales se deben en parte a las metodologías utilizadas. En efecto, el impacto sobre la biodiversidad de las plantaciones forestales dependerá de la comparación que se haga (Brockhoff *et al.*, 2008).

Distintos estudios han planteado la interrogante respecto a si las comparaciones que actualmente se realizan son las adecuadas. Mayoritariamente las comparaciones para evaluar la biodiversidad en plantaciones se realizan contrastando sus valores con bosques naturales.

Este es el caso, por ejemplo, de la mayoría de las evaluaciones que se realizan en Chile, tanto para biodiversidad, como para otras variables como suelo y agua (Heilmayr *et al.*, 2020; Álvarez-Garretón *et al.*, 2019; Little *et al.*, 2009).

Parecería más adecuado comparar los valores medidos en una plantación forestal con aquellos evaluados en la situación previa al establecimiento de dicha plantación, o bien comparar el desempeño de las plantaciones, por ejemplo, biodiversidad, con un uso alternativo del suelo, como puede ser el aprovechamiento agrícola de este.

Es claro que reemplazar bosques naturales con plantaciones tiene impactos negativos sobre la biodiversidad. Sin embargo, debe ser igualmente claro que las plantaciones establecidas en terrenos descubiertos o degradados tendrán positivos impactos sobre la biodiversidad.

Este también es el caso chileno, respecto a la gran mayoría de la superficie que se forestó desde la década del setenta. Sin embargo, son escasos los estudios que comparan la situación de la biodiversidad en plantaciones forestales de pino o eucalipto contra la situación de los suelos degradados a principios de la misma década. El marco de comparación, en este caso, evidentemente es importante.

En aquellos estudios que comparan plantaciones forestales con bosques naturales, 57% reporta impactos negativos sobre la biodiversidad. Sin embargo, en aquellos estudios en que se comparan las plantaciones con otros usos del suelo, el 50% muestra impactos positivos sobre la misma variable (Stephens & Wagner, 2007).

Los mismos autores concluyen, luego de un meta-análisis de diversos estudios comparativos, que la mayoría de los autores evalúan la capacidad de las plantaciones de albergar mayor o menor biodiversidad comparándolas con bosques naturales y muy pocos estudios comparan plantaciones forestales de especies exóticas con otros ecosistemas naturales como praderas, o incluso con otros usos del suelo como es la agricultura. La comparación más apropiada sería, sin duda, contrastar la biodiversidad en plantaciones con el uso del suelo que dichas plantaciones reemplazan.

Brocknerhoff *et al.* (2008) señalan que las plantaciones se comparan favorablemente en términos de reservorio de biodiversidad con la mayoría de los otros usos del suelo con fines productivos. A través de todo el gradiente de intensidades de manejo, desde cultivos altamente intensivos hasta objetivos de conservación las plantaciones forestales presentan más altos valores de conservación que usos agrícolas.

El mismo autor señala que la comparación de las plantaciones establecidas sobre terrenos abandonados por la agricultura es un más apropiado parámetro de comparación que hacerlo contra bosques naturales (Figura 1).

En consecuencia, para una adecuada comparación cobra importancia determinar cuál es el uso anterior del suelo en que se han establecido las plantaciones forestales. En el caso chileno, esta información no es del todo clara. La sustitución de bosque nativo por plantaciones forestales presenta distintas cifras dependiendo del estudio que se revise, aunque todos los estudios presentan cifras que varían entre un 10 a un 20% de la superficie actual de plantaciones. Es decir, entre 250 a 500 mil hectáreas sustituidas en un período de 40 años.

Prado (2015) realiza igual planteamiento respecto a la importancia del conocimiento del uso anterior del suelo para realizar una correcta comparación. Señala que el impacto de las plantaciones forestales sobre la diversidad biológica es absolutamente relativo, dependiendo, entre otros aspectos, de la situación previa a la plantación, de las especies plantadas, del manejo realizado y de la vegetación vecina. Si la plantación se establece sustituyendo un bosque nativo sin duda que la diversidad biológica se verá seriamente afectada. Por el contrario, si las plantaciones se establecen en tierras que fueron degradadas por décadas o siglos de prácticas agrícolas no sustentables, la situación es radicalmente distinta. Prado (2015) indica que, en este último caso, todos los estudios coinciden en que las plantaciones forestales

incrementan la diversidad de especies, especialmente si dichas plantaciones se manejan permitiendo la entrada de luz.



(Fuente: Modificado de Brockerhoff *et al.*, 2008).

Notar que las plantaciones forestales no pueden ser claramente asignadas a ninguna de las categorías. Algunas plantaciones sirven a múltiples propósitos, incluyendo producción, protección y conservación en el mismo suelo. La categorización también es difícil para bosques europeos que han sido establecidos como bosques puros siglos atrás y que han llegado a ser más diversos por procesos naturales

Figura 1. Modelo conceptual del valor relativo de conservación de las plantaciones forestales en relación a bosques de conservación y usos de suelo agrícola

Pérdida de Biodiversidad en Chile Debido a Plantaciones Forestales

Prado (2015) indica que existe una gran cantidad de estudios sobre la sustitución de bosque nativo por plantaciones en Chile, con resultados muy diversos. Según el autor, una fuente de información muy reciente sobre la sustitución de bosque nativo por plantaciones la constituye el Inventario de Gases de Efecto Invernadero del Sector Silvoagropecuario, que presenta la superficie de sustitución por regiones en el período 1990-2010 (Cuadro 1).

Cuadro 1. Superficie de bosque y matorral nativo convertida a plantaciones forestales por región (1990-2010)

Región	Superficie (ha)
Valparaíso	2.650
Metropolitana	56
O'Higgins	4.978
Maule	6.586
Biobío	26.948
La Araucanía	49.420
Los Ríos	53.498
Los Lagos	9.624
Aysén	3.600
Magallanes	0
Total	157.360

(Fuente: Prado, 2015)

Utilizando otros estudios realizados para distintos períodos, Prado (2015) llega a un cuadro general de sustitución de bosque nativo por plantaciones para el período 1974-2010 que asciende a 262.967 hectáreas (**Cuadro 2**).

Cuadro 2. Sustitución de bosque y matorral nativo por plantaciones forestales (1975-2010)

Período (Años)	Superficie (ha)	Fuente / Período Cubierto	
1975 - 1984	39.024	CONAF (1998)	1974 - 1994
1985 - 1989	66.583	BCCh – CONAF (2001)	1985 - 1994
1990 - 2010	157.360	LECB Chile (2014)	1990 - 2010
Total	262.967		

(Fuente: Prado; 2015)

Esta cifra corresponde aproximadamente al 10% de toda la superficie plantada en el período, lo que es consistente con otros estudios realizados.

Se debe tener presente también lo mencionado anteriormente respecto de que gran parte de esta superficie corresponde a terrenos con bosques naturales anteriormente despejados para actividades agrícolas y ganaderas, años después abandonados por estas y luego plantados.

La pérdida y el deterioro de la biodiversidad es un proceso global, impulsado por factores directos, como el crecimiento demográfico, la eficiencia en el uso de recursos y el consumo, e indirectos, como la urbanización, el crecimiento de sectores productivos, la demanda hídrica y energética, entre otros. Esto habría significado una merma del orden del 58% en la biodiversidad planetaria (WWF, 2016) entre los años 1970 y 2012.

Chile no está ajeno a esta realidad, pues ha experimentado procesos de pérdida y deterioro importantes a nivel de especies y ecosistemas, en el ámbito terrestre la mitad de los ecosistemas presentan algún grado de amenaza (BIOFIN Chile, 2017).

Miranda *et al.* (2017) plantean que la mayor pérdida neta de bosques se observó en el período 1970-1990. Esta disminuyó en el período 1990-2000 y volvió a aumentar en el período 2000-2010. Este resultado revelaría una pérdida continua de bosques en los últimos 40 años. La conversión de bosque

nativo en matorrales sería la contribuyente más importante a la pérdida neta de bosque nativo y representa el 45% de la pérdida. Sin embargo, no hay que olvidar que las mayores pérdidas ocurren entre los años 1850 y 1950 con la quema de bosques para realizar agricultura y ganadería.

Contrariamente a lo aseverado por [Miranda et al. \(2017\)](#), [Barros et al. \(2022\)](#), revisando las cifras dadas por los Anuarios Forestales de INFOR sobre la superficie de bosque nativo, que están basadas en la información que entrega anualmente el Catastro y Evaluación de los Recursos Vegetacionales Nativos de Chile con las periódicas actualizaciones que realiza CONAF, indican que en el período 2000-2010 la superficie de bosques nativos en el país se ha incrementado en 196.000 ha, entre 2010 y 2020 en 1.066.000 ha, y de acuerdo a la última cifra entregada por CONAF, para el 2021 en comparación con 2020 hay otro aumento de 72.000 ha (<https://www.conaf.cl>). En consecuencia, en los últimos 21 años la superficie de este recurso a aumentado en 1.334.000 ha.

[Barros et al. \(2022\)](#) mediante un análisis de cifras similar, esta vez respecto del consumo de madera para fines industriales en igual período, indican que en el año 2000 los bosques nativos entregaron 1,5 millones de metros cúbicos, cifra que en los años siguientes se redujo drásticamente y en 2020 alcanzó a solo 130 mil metros cúbicos, cifra que representa el 0,3% del consumo de madera del año. Esto indica que prácticamente la totalidad de la madera consumida con fines industriales es provista por las plantaciones forestales de pino, eucaliptos y otras especies.

[Santibañez y Royo \(2002\)](#) indican que desde la zona centro norte hasta la zona sur, las principales causas atribuidas históricamente a la pérdida de ecosistemas han sido la agricultura intensiva, el uso de vegetación para leña, el sobrepastoreo, los incendios forestales y las plantaciones con especies exóticas. Muchas de estas causas han disminuido, pero otras persisten.

Los mismos autores comentan que desde 1997 en adelante la frontera agrícola no ha crecido significativamente en Chile y la masa ganadera bovina ha disminuido en un 40%, según los Censos Agropecuarios 1997 y 2007¹ y posteriores encuestas ganaderas de INE (Instituto Nacional de Estadística), por lo que, en términos generales, la presión de este sector sobre la biodiversidad se debería haber estabilizado. Sin embargo, en materia de incendios forestales se ha presentado un aumento importante en cuanto a superficie afectada por año.

Pese a todas estas amenazas sobre los bosques, Chile es uno de los pocos países en el mundo que ha incrementado su cubierta forestal en las últimas décadas. [Uribe y Estades \(2010\)](#) sugieren que en Chile las plantaciones de pino (*Pinus radiata*) distribuidas principalmente entre las regiones del Maule y Biobío, zonas que forman parte de lo que ha sido catalogado como *hotspot* mundial de biodiversidad, muestran evidencias crecientes de que albergan a un número significativo de especies animales, incluyendo vertebrados e invertebrados, luego el papel de estos bosques plantados en la conservación de la biodiversidad no ha sido analizado adecuadamente.

CERTIFICACIÓN FORESTAL Y BIODIVERSIDAD

En relación con el cultivo y manejo de los bosques, tanto nativos como plantados, las empresas chilenas se han acogido a sellos de certificación forestal, ya sea bajo el *Forest Stewardship Council* (FSC) o el *Programme for the Endorsement of Forest Certification* (PEFC), ambos orientados al Manejo Sustentable de los bosques y la protección de sus funciones, hábitats y biodiversidad. Estas acciones voluntarias de privados, donde existe una serie de acuerdos, códigos de buenas prácticas y certificaciones, han tenido un impacto positivo sobre el uso de los recursos naturales, generando efectos significativos sobre las especies y sus hábitats.

Varios de los criterios que se consideran para la certificación de las plantaciones forestales involucran temas referidos a la biodiversidad. Tanto FSC como PEFC incorporan principios, criterios e indicadores en esta materia.

¹ <http://bibliotecadigital.ciren.cl/handle/123456789/26503>

FSC ha recibido diversas críticas por certificar monocultivos forestales con manejo intensivo. Es el caso de FSC Chile y la certificación del patrimonio de las dos principales empresas forestales, CMPC y Arauco.

FSC y la Biodiversidad en Plantaciones Forestales

El estándar para la certificación FSC de plantaciones forestales en Chile reúne los aspectos relativos a la biodiversidad en el Principio N°6: Impacto Ambiental (FSC, 2011).

PRINCIPIO 6: IMPACTO AMBIENTAL

Todo manejo forestal deberá conservar la diversidad biológica y sus valores asociados, los recursos de agua, los suelos, y los ecosistemas frágiles y únicos, además de los paisajes. Al realizar estos objetivos, las funciones ecológicas y la integridad del bosque podrán ser mantenidas.

Este principio se complementa con cuatro criterios y dieciséis indicadores que abordan medidas para proteger las especies raras, amenazadas y en peligro de conservación; el establecimiento de zonas de protección y la mantención de las funciones biológicas de los ecosistemas, con énfasis en la sucesión de los bosques, la diversidad genética y la mantención de los ciclos naturales.

PEFC y la Biodiversidad en Plantaciones Forestales

En el caso del estándar de manejo forestal sustentable para plantaciones PEFC, actualizado el año 2016, los aspectos relativos a la biodiversidad están reunidos en el Principio N°4 (PEFC, 2016).

PRINCIPIO 4

El uso de los recursos forestales de la Unidad de Manejo Forestal (UMF) debe ser planificado y manejado de modo de favorecer la conservación de la biodiversidad, mantener la productividad del suelo y minimizar los impactos adversos en la calidad y cantidad de las aguas, considerando en particular las necesidades de las comunidades aguas abajo.

El principio se complementa con tres criterios y quince indicadores, en los que se aborda la protección de especies amenazadas (Criterio 4.1), el impacto de las operaciones sobre la biodiversidad y el paisaje (Criterio 4.2) y el impacto del manejo forestal sobre los ecosistemas (Criterio 4.3).

Ambos sellos de certificación abordan los aspectos relativos a la biodiversidad de manera comprehensiva y han permitido no solo un manejo silvícola que ha tendido a la reducción de impactos sobre la biodiversidad, sino también, de manera complementaria, a un levantamiento de información y monitoreo que apoya el desarrollo de investigaciones en el tema.

MODIFICACIONES SILVÍCOLAS PARA FOMENTAR LA BIODIVERSIDAD EN PLANTACIONES FORESTALES

Chaudhary *et al.* (2016), después de un meta análisis, donde se revisaron 287 estudios publicados que contenían 1008 comparaciones de riqueza de especies en bosques manejados y no manejados, concluyen que sería un error descartar o priorizar los regímenes de producción de madera, basándose únicamente en su clasificación de los impactos de la diversidad alfa (riqueza de especies locales).

La mayoría de las veces se piensa que la ordenación¹ forestal es incompatible con el mantenimiento de la biodiversidad, ya que los objetivos de la ordenación suelen estar dirigidos a un número limitado de especies de árboles. Por lo tanto, puede parecer razonable a primera vista plantear la hipótesis de que el manejo forestal invariablemente disminuye la diversidad del bosque.

¹ La ordenación forestal sostenible es "el proceso de manejar los bosques para lograr uno o más objetivos de ordenación claramente definidos con respecto a la producción de un flujo continuo de productos y servicios forestales deseados, sin reducir indebidamente sus valores inherentes ni su productividad futura y sin causar ningún efecto indeseable en el entorno físico y social".

Sin embargo, la biodiversidad vegetal de los ecosistemas forestales está determinada por algo más que las especies dominantes del dosel superior, otros estratos forestales también contribuyen a la diversidad. Además, los efectos del manejo forestal en los patrones y mecanismos de diversidad pueden variar considerablemente entre los tipos de ecosistemas y las técnicas de manejo (Gilliam & Roberts, 1995).

En este sentido, para que los bosques plantados contribuyan significativamente a la conservación de la biodiversidad en sus ecosistemas y sus funciones es preciso sugerir algunas estrategias específicas de manejo forestal (Zaninovich, 2017).

Atendiendo a las tendencias que existen en otros países sobre cómo mantener y mejorar aún más la biodiversidad en bosques plantados, Horák *et al.* (2019) establecen dos enfoques posibles:

-Aumentar la heterogeneidad de las especies arbóreas dentro de los rodales, es decir a una escala espacial de unas pocas hectáreas, lo cual es importante para el manejo forestal individual apropiado.

-Mantener la vegetación nativa dentro de la matriz de los bosques de plantación, es decir la escala espacial del paisaje, que es importante para el manejo forestal global.

Torras & Saura, (2008) consideran que se debe tener presente el tipo de bioindicador de biodiversidad a utilizar, como, por ejemplo, árboles de gran diámetro, abundancia de arbustos, riqueza de especies de arbustos, riqueza de especies de árboles y diversidad de especies de árboles. También hay que tener presente que las perturbaciones intermedias¹ producto de la acción del manejo forestal tienden a aumentar la diversidad de los bosques en ambientes mediterráneos. Los resultados de Torras & Saura (2008) muestran que los tratamientos de mejora del rodal, especialmente los raleos y podas, también tienen efectos positivos sobre los indicadores de biodiversidad. Es importante considerar que el manejo forestal también requiere una perspectiva del paisaje para mantener la biodiversidad (Franklin, 1993).

Si solo las perturbaciones intermedias ocurrieran en todo el paisaje, sin variabilidad en el tamaño, frecuencia o intensidad, entonces la diversidad a nivel del paisaje probablemente se reduciría porque las especies que dependen de las perturbaciones extremas serían eliminadas (Gilliam & Roberts, 1995).

Composición y Estructura. Hacia una Diversificación de las Plantaciones

Los cambios en la heterogeneidad espacial y temporal, como por ejemplo abrir copas junto con perturbaciones naturales en las plantaciones forestales o dejar madera muerta dentro de los rodales, a escala del paisaje pueden ayudar a restaurar la biodiversidad forestal (Horák *et al.*, 2014). Dejar parches naturales o seminaturales dentro de las plantaciones para que funcionen como islas de biodiversidad también puede ser una estrategia útil y los árboles más añosos y dispersos pueden ser de enorme importancia para retener la biodiversidad (Horák, 2017). A esta estrategia de conservación de la biodiversidad de organismos saproxílicos² conectada en corredores en la matriz productiva se la denomina “La Arteria de Biodiversidad Forestal” (Mason & Zapponi, 2015).

La diversificación en el número y tipo de especies es una de las aproximaciones más obvias para favorecer la biodiversidad en las plantaciones forestales. El establecimiento de una mayor diversidad de especies incrementará el rango de hábitats disponibles para la fauna (Brockerhoff *et al.*, 2008).

Medidas tendientes a una diversificación de la composición de las plantaciones, sin embargo, contrastan con la tendencia de las empresas forestales, especialmente las del hemisferio sur, a aplicar un modelo casi agrícola de producción de madera y pulpa, intensivo en manejo y simplificado en composición,

¹ Esta hipótesis sostiene que en ecosistemas maduros la presencia de perturbaciones intermedias permite mantener niveles de riqueza de especies y de biodiversidad mayores a los que habría en ausencia de dichas perturbaciones. En ausencia de perturbaciones solo sería posible encontrar especies especialistas, en tanto que perturbaciones pequeñas no tendrían efecto alguno sobre la biodiversidad y perturbaciones grandes una disminución de la misma debido a la drástica destrucción del hábitat.

² Los organismos saproxílicos son aquellos que dependen, durante parte de su ciclo vital, de la madera muerta o senescente de árboles moribundos o muertos (en pie o caídos), o de hongos de la madera o de la presencia de otros saproxílicos

generalmente con un avanzado desarrollo genético y cortas rotaciones. Este modelo, denominado “*tree farms* o *fibre farms*”, es el mayoritario en países como Chile y seguramente no será fácil transitar a un modelo que modifique la densidad o la composición actual de especies. Un argumento interesante de analizar es el planteado por [Charnley et al. \(2017\)](#), donde el manejo forestal del Servicio Forestal de EEUU parece tener una mayor resiliencia socio ecológica que otros actores del paisaje, en zonas de alta incidencia de incendios forestales.

Sin perjuicio de lo anterior, existen medidas que, sin modificar la composición monoespecífica de sus cultivos, permitirían mejorar los aportes que las plantaciones hacen a la biodiversidad. [Simonetti et al. \(2016\)](#) han estudiado el impacto de las plantaciones sobre la fauna y cómo lograr que contribuyan a conservar la biodiversidad y convertirse en hábitat alternativo para esta.

Los autores mencionados señalan que, en general, al reemplazar un bosque por una plantación forestal, tanto la riqueza de especies de vertebrados como su abundancia disminuyen, sin embargo, indican que existen casos en los cuales estas variables se mantienen o incluso aumentan en las plantaciones. Esta situación se presenta en aquellas plantaciones que poseen un sotobosque desarrollado, concluyendo que el sotobosque mejora las condiciones de las plantaciones como hábitat para la fauna.



(Fuente: [Carnus et al., 2006](#))

Figura 2. Contraste entre distintas prácticas de manejo del sotobosque en eucaliptos

En la **Figura 2** se observa distintas prácticas de manejo de sotobosque de dos plantaciones jóvenes de eucalipto (menos de diez años), que producen efectos diferenciales sobre la biodiversidad en plantaciones. En la izquierda se retiran hojas y ramas para utilizarlos como combustible, mientras que a la derecha, la recolección es excluida, permitiendo una abundante regeneración de flora nativa en el sotobosque ([Carnus et al., 2006](#)).

Raleo y Poda. [Pawson et al. \(2013\)](#) señalan que la reducción del raleo genera una disminución de la diversidad y composición de especies que conforman el sotobosque de una plantación. Respecto a la poda, señalan que en ciertas circunstancias puede afectar la biodiversidad, citando el ejemplo de Chile, señalando que rodales podados reducen la presencia de ramas muertas que favorecen la presencia de aves, como churrin del sur (*Scytalopus magellanicus* Fuscus) y el churrin grande (*Eugralla paradoxa*).

Rotación. Un incremento en la rotación ha sido recomendado como medida para mejorar la biodiversidad en plantaciones. Plantaciones adultas son colonizadas por una variedad de especies de sotobosque, las que a su vez entregan hábitats para la fauna.

CONSERVACIÓN DE LA BIODIVERSIDAD EN LAS ÁREAS PROTEGIDAS PÚBLICAS Y PRIVADAS DE CHILE

El concepto de área protegida data de cientos de años, no obstante, aunque originalmente fueron concebidas para conservar paisajes de belleza relevante y fauna emblemática, en la actualidad se espera que su conservación logre un conjunto grande y diverso de objetivos ambientales, sociales y económicos (CDB, 2011). Esta es considerada como la mejor y única estrategia para conservar la biodiversidad *in situ*, sin embargo, su financiamiento a nivel mundial y nacional es cada vez menor.

El movimiento moderno de conservación de parques nacionales y otras áreas protegidas tuvo sus inicios en el siglo XIX en Norte América, Australia, Europa y Sudáfrica, estableciéndose en lugares de rasgos naturales espectaculares para proteger fauna icónica, principalmente en terrenos con poco potencial para uso económico (Hendee & Dawson, 2009). A estas iniciativas de conservación no escapan los países sudamericanos y Chile también se une a esta corriente al establecer sus primeras reservas y parques nacionales a principios del siglo XX.

Áreas Protegidas Públicas

El establecimiento de las áreas protegidas en Chile está estrechamente vinculado al sector forestal, a las ciencias forestales y, principalmente, a la conservación de los bosques. La creación de reservas fiscales y de parques nacionales en su origen legal e institucional así lo indica. Aunque hubo alguna legislación para conservar territorios que protegiesen bosques y aguas a fines del siglo XVIII (Weber y Gutiérrez, 1985) y una activa labor de pioneros como Federico Albert, no fue hasta septiembre de 1907 que se dio un paso importante en la conservación ambiental, cuando mediante el decreto supremo N° 1.540 del Ministerio del Interior se estableció legalmente la Reserva Forestal Malleco, que es la primera unidad territorial con límites claros y definidos, y administrada por personal residente encargado de dicha función.

Durante los años siguientes y hasta 1913 fueron creadas las reservas forestales de Tirúa, Villarrica, Alto del Biobío, Llanquihue, Petrohué, Puyehue y Chiloé, con un total de 600.000 ha distribuidas entre Concepción y Puerto Montt (Pauchard & Villarroel, 2002). Cuando en 1925 se crea el Parque Nacional Benjamín Vicuña Mackenna, en la provincia de Cautín, Chile se convierte en uno de los primeros países de América Latina en establecer oficialmente un Parque Nacional. Aunque tuvo corta duración (cuatro años) sentó las bases para una toma de consciencia de conservar el patrimonio natural con fines de uso y bienestar público. Esto no fue obstáculo para que en 1926 se estableciera el Parque Nacional Vicente Pérez Rosales, con una superficie de 135 mil hectáreas en la provincia de Llanquihue, unidad que se mantiene hasta hoy.

El Decreto Ley 4.363 de 1931, conocido como Ley de Bosques, otorgó al presidente de la República la facultad de establecer parques nacionales de turismo y reservas forestales. Hasta el año 1965 se habían establecido 26 parques nacionales con una superficie aproximada de 11,5 millones de hectáreas, entre ellos Archipiélago Juan Fernández y Rapa Nui (CIPMA, 2003). En el año 1966 se establecen cinco parques nacionales más, adicionando 111.000 ha, entre ellos Laguna de los Cisnes en Magallanes y Punta del Viento en Coquimbo. Además, ese mismo año se crearon cinco reservas forestales con 487.000 ha. Por lo que a esa época Chile ya contaba con 12,2 millones de hectáreas de superficie afecta al régimen de conservación oficialmente protegido por el Estado.

Un hito clave de apoyo gubernamental fue que en 1967 el gobierno de Chile ratificó la Convención de Washington de 1940, acuerdo internacional para la "Protección de la Flora, Fauna y de las Bellezas Escénicas Naturales de los Países de América". Posteriormente entre 1970 y 1974 se establecieron otros doce parques nacionales y tres reservas forestales, lo que constituyó el inicio de un activo proceso de adición de áreas silvestres protegidas, que culminaría con la creación del Sistema Nacional de Áreas protegidas del Estado (SNASPE) en 1984.

Cabe señalar que hasta la década de 1970 eran varios los organismos del Estado que podían crear y manejar áreas silvestres protegidas, siendo el más importante el Servicio Agrícola y Ganadero (SAG). En

esa misma década le fue asignada a la Corporación Nacional Forestal (CONAF) la administración de casi todas las áreas protegidas del país. Sin embargo, no hubo una legislación que integrara todas las áreas en un sistema nacional hasta 1984, año en que se promulgó la Ley N° 18.362 que crea el SNASPE (Diario Oficial de Chile, 1984), aunque nunca entró formalmente en vigencia. Su objetivo fue organizar todas las áreas silvestres protegidas del país en un Sistema Nacional que tuviera el propósito común de proteger el patrimonio natural.

En la creación de este sistema se establece que estará integrado por cuatro categorías de manejo: Parques Nacionales, Reservas Nacionales, Monumentos Naturales y Reservas de Región Virgen. CONAF ha sido una institución muy relevante en la historia de la administración de las áreas silvestres protegidas del Estado en el ámbito de los ecosistemas terrestres. Fue creada como un órgano de derecho privado, sin fines de lucro y subordinado al Ministerio de Agricultura. Sus principales funciones son el fomento forestal, el combate y control de incendios forestales y la administración de áreas silvestres protegidas del Estado en el ámbito terrestre.

En etapas posteriores se fusionaron varios grupos de áreas protegidas entre sí y se desafectaron otras o parte de ellas sin afectar significativamente la superficie total del sistema. La activa adición de nuevos terrenos al sistema durante ese periodo se caracterizó porque estos se concentraron preferentemente en el extremo sur del país y se protegieron, en parte, suelos frágiles del sector de los canales, muy susceptibles de sufrir degradación por acción humana (CIPMA, 2003).

En el año 1983, CONAF llevó a cabo un proceso de reclasificación de categorías de manejo de sus unidades, ampliación de deslindes y desafectación de territorios de la condición de Parque Nacional, Reserva Nacional y Monumento Natural, ello con el propósito de mejorar no solo la representatividad ecológica, sino que también adecuar los conceptos de las categorías de manejo con las características naturales de las unidades.

En la actualidad, uno de los criterios que ha establecido CONAF para la creación de áreas silvestres protegidas es incorporar muestras representativas de la biodiversidad de Chile o mejorar su representación en el SNASPE, mediante diferentes orientaciones que entregan estudios científicos (CONAF, 2017). El sistema, eminentemente terrestre, hasta hoy es administrado por la Corporación, cuenta con 105 áreas protegidas distribuidas a lo largo y ancho de Chile con representatividad de gran parte de la biodiversidad del país, como son las zonas desérticas, las áreas naturales asociadas al patrimonio cultural, zonas de canales con glaciares y fiordos, bosques lluviosos del sur, cadenas de volcanes, la Patagonia chilena y otras muestras únicas de la variedad de paisajes y ecosistemas que evidencian la potencialidad para la conservación de la naturaleza, cubriendo más del 19% del territorio nacional continental (De la Maza & Rodríguez, 2010).

A mediados de la década de 1990, el auge del desarrollo sostenible y los temas relacionados con el medio ambiente en la agenda internacional culminó a nivel nacional con la aprobación de la Ley de Bases Generales sobre el Medio Ambiente (Ley N° 19.300, 1994) y la creación de la Comisión Nacional de Medio Ambiente (CONAMA) como ente coordinador de las distintas instituciones del Estado con competencias relacionadas con el medio ambiente. Asimismo, en el marco de la adhesión al CDB (1992), en Chile se diseñó y aprobó en 2003 una Estrategia Nacional de Biodiversidad y un Plan de Acción Nacional con el fin de conservar y dar uso sostenible a los ecosistemas terrestres y marinos.

Iniciativas Privadas de Conservación

Las áreas protegidas privadas están contempladas en la Ley de Bases Generales del Medio Ambiente (Ley 19.300 de 1994) y en su modificación, la Ley 20.417, que crea el Ministerio de Medio Ambiente, el Servicio de Evaluación Ambiental y la Superintendencia del Medioambiente. En ambas leyes en el artículo 35 se indica que “el Estado fomentará e incentivará la creación de áreas silvestres protegidas de propiedad privada, las que estarán afectas a igual tratamiento tributario, derechos, obligaciones y cargas que las pertenecientes al Sistema Nacional de Áreas Silvestres Protegidas del Estado”. La afectación de ellas es de carácter voluntario, debieran tener un rol complementario al SNASPE y tienen los mismos propósitos que las áreas silvestres de protección estatal, es decir deben asegurar la diversidad biológica,

tutelar la preservación de la naturaleza y conservar el patrimonio ambiental. La supervisión de estas áreas protegidas privadas corresponde al Servicio de Biodiversidad y Áreas Protegidas (Ley 20.417, artículo 35, inciso 2).

En forma creciente, a partir de la última década del siglo XX, se han creado en Chile numerosas áreas silvestres protegidas de propiedad privada. Se estima que en la actualidad su superficie total bordea el millón de hectáreas, ubicadas en su mayoría en el sur del país, entre las regiones de Los Lagos y Magallanes. Las áreas protegidas privadas tienen tamaños muy diversos, van desde algunas hectáreas hasta centenares de miles de hectáreas.

Las áreas privadas de gran tamaño en algunos casos pueden contribuir a mejorar la cobertura de las formaciones vegetales ausentes o subrepresentadas en el SNASPE en la actualidad, mientras que las áreas de menor tamaño pueden constituirse en corredores biológicos que aumenten la conectividad entre las áreas de gran tamaño.

Sin tener el carácter de áreas protegidas, existen los denominados “Sitios Prioritarios para la Conservación de la Biodiversidad”. Estos sitios surgen a comienzos de la década del 2000 de un trabajo realizado en cada una de las regiones de Chile, al amparo de los Comités Regionales de Biodiversidad, coordinados por la entonces Comisión Nacional del Medio Ambiente (CONAMA), sumando un total de 338 sitios con una superficie aproximada de aproximadamente 13,8 millones de hectáreas a nivel nacional.

Un sitio prioritario es un área terrestre, marina o costero-marina de alto valor para la conservación y uso sustentable de la biodiversidad, identificada por su aporte a la representatividad ecosistémica, su singularidad ecológica o por constituir hábitat de especies amenazadas (MMA-GEF-PNUD, 2016).

Estos sitios son considerados como de alta prioridad para la protección o restauración y pueden ser de propiedad pública o privada. En una porción muy significativa de estos sitios la propiedad de la tierra es fundamentalmente privada o comunitaria. Las presiones por uso del espacio son fuertes, marcadas por el crecimiento poblacional del país y por su expansión productiva.

CONSERVACIÓN DE LA BIODIVERSIDAD Y ADAPTACIÓN AL CAMBIO CLIMÁTICO

Desde hace años existe el consenso respecto de que el cambio climático será una de las principales causas de la pérdida de biodiversidad en todo el mundo (Sala *et al.*, 2000), además existe evidencia convincente de que el cambio climático produciría la extinción de especies de muchos taxones (Thomas *et al.*, 2004). En relación a las pérdidas de especies habría que hacer énfasis en la afectación o desplazamientos o la extinción local de poblaciones de especies polinizadoras y de controladores biológicos de plagas y enfermedades (FAO, 2008).

La longevidad que poseen los árboles y los ecosistemas forestales de los que forman parte les confiere una capacidad de adaptación limitada para responder a cambios ambientales rápidos (Lindner *et al.*, 2010) y, por lo tanto, son particularmente sensibles al cambio climático. Además, la longevidad de los árboles, la extensión de los bosques y la falta de especialistas en terreno hacen pasar desapercibido los sutiles y pequeños cambios iniciales hasta que se han producido cambios importantes y muchas veces irreversibles.

Pawson *et al.* (2013) recopilan las alteraciones que provoca el cambio climático en el bosque, los que se pueden resumir en impactos sobre la abundancia relativa de especies de árboles dentro de los bosques; alteraciones en la fenología del árbol, tal como la estacionalidad de la floración, brotación y fructificación; alteración de la dinámica productor-herbívoro; frecuencia e intensidad de los mecanismos clave de perturbación forestal, incluidos los eventos de daño por viento e incendios; y la dinámica poblacional de plagas y patógenos forestales. Si bien muchos de estos mecanismos se han estudiado en bosques naturales y seminaturales, los conceptos generales también son relevantes para los bosques plantados.

Al comparar los efectos de estas alteraciones sobre las plantaciones y los bosques naturales aparentemente deberían diferir, ya que las plantaciones están dominadas normalmente por una o pocas especies de árboles con una diversidad genética limitada, lo que puede convertirlos en más susceptibles a las consecuencias del cambio climático, como la dinámica cambiante de las plagas y enfermedades forestales. No obstante, la intensidad del cambio climático y la degradación genética producto de la selección disgénica (“floreo”) en bosques naturales puede hacer que estas diferencias no sean tan distintas en algunas áreas.

Pawson *et al.* (2013) mencionan que el potencial de los bosques naturales no manejados para adaptarse a los impactos del cambio climático es algo limitado, particularmente cuando la dispersión de las especies que lo componen tiene restricciones biológicas y/o modificaciones antropogénicas de paisajes (degradación y fragmentación entre otros).

Sucede algo similar en relación con el rápido cambio en los parámetros climáticos, tales como la temperatura más cálida del mes de enero, la temperatura mínima del mes de julio y el estrés hídrico (Santibañez & Santibañez, 2018), dado que los árboles no pueden adaptarse a estos rápidos cambios y quedan totalmente desacoplados de su ambiente. Por el contrario, el potencial de adaptación de las plantaciones forestales es mucho mayor, ya que los silvicultores pueden alterar los regímenes silvícolas y la composición de las especies de árboles para mantener la capacidad productiva y por lo tanto económica de estos bosques para adaptarse o mitigar los efectos del cambio climático.

Como resultado, el impacto del cambio climático sobre la biodiversidad en los bosques plantados será el producto de una interacción entre los impactos directos del cambio climático y los efectos indirectos de los nuevos enfoques de gestión adoptados para abordar estos impactos previstos. Esto justifica un análisis en profundidad de los impactos del cambio climático con un enfoque actual y futuro sobre los bosques plantados (Paquette & Messier, 2010).

La provisión de madera y otros productos derivados de la madera de las plantaciones forestales proporciona un beneficio indirecto significativo a la biodiversidad al reducir la necesidad de extraer recursos de los bosques naturales (Brockhoff *et al.*, 2008). Pawson *et al.* (2013) también identifican los impactos potenciales del cambio climático sobre la biodiversidad de las plantaciones actuales. Para el caso Chile, solo se mencionan las más importantes, ya que se ha escrito muchos informes y publicaciones al respecto:

Impactos climáticos: Lo más relevante quizás sean los factores de predisposición sobre la vitalidad de la *Araucaria araucana* y sobre el bosque esclerófilo.

Impacto de plagas y enfermedades: Vale mencionar el daño foliar del pino ocasionado por *Phytophthora pinifolia*.

Impacto de los incendios forestales: Las sequías extremas y locales facilitan la acción de los causantes de estos grandes destructores de la biodiversidad, que en Chile son causados por la acción del hombre.

Para adaptarse al cambio climático y minimizar sus potenciales impacto sobre la biodiversidad se ha sugerido que los bosques naturales deben manejarse con estrategias de baja intensidad de manejo, para que a través de la regeneración natural o asistida puedan originar una progenie que pueda sobrevivir y de esta forma expresar de mejor forma la variación genética adaptativa.

En la silvicultura europea se ha perfeccionado y promovido esta técnica de manejo sustentable de los bosques a través del concepto de PROSILVA¹ (Wolynski, 2002) o Gestión Forestal Próxima o Cercana a la Naturaleza. Las aplicaciones prácticas en Chile han sido implementadas por APROBOSQUE A.G.² y una muestra operacional es el establecimiento de la regeneración natural en el tipo forestal Roble-Raulí-

¹ PROSILVA es una unión de forestales que conciben y aplican una silvicultura próxima a naturaleza. Esta unión fue fundada en Eslovenia en 1989.

² APROBOSQUE AG, es la asociación gremial de propietarios de bosque nativo de Chile.

Coigüe por Müller-Using *et al.* (2014). Los árboles que compiten y sobreviven se convertirán a lo largo del tiempo en los futuros progenitores de los bosques naturales del futuro. Este proceso no es de corto plazo, requiere de adecuados recursos financieros y técnicos, e incentivos económicos por parte del Estado, y una nueva generación de silvicultores que manejen los bosques con una perspectiva de largo plazo.

En el caso de las plantaciones, normalmente se las somete a una alta intensidad de manejo. Para prepararse para el cambio climático se ha sugerido una variedad de estrategias de mitigación y adaptación (FAO, 2012) como, por ejemplo:

- **A nivel del rodal:** Se puede establecer una mayor diversidad de especies de cultivo lo que puede mantener la capacidad de adaptación manteniendo tanto la producción de madera como la biodiversidad. Existe resistencia de muchos forestales a considerar plantaciones de especies mixtas, ya que se tiene la percepción de que reduce el rendimiento (Knoke *et al.*, 2008) y complica las operaciones de manejo forestal. Sin embargo, existen cada vez más pruebas en los bosques naturales (Paquette & Messier, 2011) y en las plantaciones (Plath *et al.*, 2011) de que la diversidad de árboles puede mejorar o no tener un efecto perjudicial sobre la productividad.

Las plantaciones mixtas tienen el beneficio adicional de que es probable que sean más resistentes a los futuros desafíos sociales (culturales y económicos) y ambientales (estabilidad frente al cambio global, conservación de la biodiversidad), y al cambio climático. Las plantaciones mixtas también pueden tener algunas ventajas financieras que las hacen más atractivas, especialmente para los pequeños propietarios (Paquette & Messier, 2010; Pawson, *et al.*, 2013).

- **A nivel del paisaje:** Se puede lograr una mayor diversidad utilizando mosaicos de parches o corredores de bosques naturales remanente o restaurados, por ejemplo, en quebradas o plantaciones de diferentes especies o incluso simplemente variando la edad del rodal y la longitud de rotación (Lamb, 1998; Paquette & Messier, 2010).

Los resultados de la conservación de la biodiversidad al cambiar la composición del dosel de solo una especie (monocultivo) a otras dependerán del contexto. Si bien algunas especies de árboles proporcionan hábitat para especies particulares (de aves, mamíferos, insectos y plantas del sotobosque), un cambio en las especies de árboles plantados puede ser perjudicial para estas especies, pero potencialmente beneficioso para una variedad de otras especies a nivel del paisaje.

- **Otras técnicas o acciones utilizadas para conservar o mejorar la biodiversidad ante la presión del cambio climático:** Cultivar el sotobosque (berries nativos, setas, entre otros), aumentar la longitud de la rotación, control de malezas, raleo, podas, promover el hábitat de invertebrados saproxílicos, cortafuegos, franjas ribereñas, amortiguadores de carreteras, instalación de colmenas en plantaciones de especies entomófilas, entre otras.

El manejo Forestal Sustentable es la gran oportunidad que tienen las plantaciones y los bosques naturales, ya que a través de su aplicación se puede mantener, conservar, restaurar y mejorar la diversidad biológica de los bosques, incluidos sus recursos genéticos, que es lo que constituye la declaración de Varsovia¹. Por otro lado, Euforgen (2021) indica que los países europeos y la Unión Europea (UE) están comprometidos con el Manejo Forestal Sustentable y para abordar los principales impulsores de la pérdida de biodiversidad se dispone del Pacto Verde Europeo, la nueva Estrategia Forestal de la UE 2030 y la estrategia de biodiversidad de la UE. La conservación eficaz y el uso sostenible de los recursos genéticos forestales reforzarán la sostenibilidad y la resiliencia de los bosques y las especies de árboles forestales ante las amenazas que plantea la emergencia climática. Por esto son de especial connotación los indicadores para el Manejo Forestal Sustentable del Pan Europeo que reconocen la necesidad de conservación dinámica y utilización de recursos genéticos de árboles

¹https://www.pfcyl.es/sites/default/files/observatorio_ficheros/declaracion_quinta_conferencia_esp.pdf

forestales y manejo de poblaciones de especies de árboles forestales para la producción de material reproductivo forestal, que se establece en el criterio 4 sobre la diversidad biológica¹.

CONCLUSIONES

Es ya ampliamente aceptada la importancia de la biodiversidad y su estrecha relación con el manejo sostenible de los recursos naturales en todos los ámbitos de estos. La biodiversidad en un sentido amplio es la suma de la diversidad genética dentro de las poblaciones de cada especie, la diversidad de especies y la diversidad de ecosistemas, con todas sus interacciones. Esta gran diversidad es la que favorece la adaptabilidad y la resiliencia de especies y ecosistemas ante los cambios ambientales, y su permanencia en el tiempo.

Existen evidencias concretas a través muchos autores que, basándose en diversas experiencias, comentan cómo el Manejo Forestal Sostenible puede aumentar la biodiversidad, destacando en esto Blanco & Lal (2018), FAO (2012a), García-Valdéz *et al.* (2018), Lindenmayer *et al.* (2019) y Noss (2012).

Existen numerosos tratados internacionales relacionados con la conservación del patrimonio natural, a los cuales han adherido muchos países, a través de los cuales se han establecido objetivos y metas globales para detener la pérdida de biodiversidad. Los principales de estos son la Convención para la Protección de la Flora y Fauna Washington (1940), el Convenio sobre zonas húmedas-RAMSAR (1971), la Convención sobre el Comercio Internacional de Especies Amenazadas de Fauna y Flora Silvestre-CITES (1973) y el Convenio sobre la Diversidad Biológica-CDB (1992), entre otros.

Los bosques cubren casi la tercera parte de la superficie terrestre y albergan a más del 80% de la biodiversidad de esta, en el caso de Chile estos cubren algo más de un quinto de su superficie territorial continental. La cubierta forestal mundial está sometida a múltiples amenazas, dadas principalmente por el avance de las fronteras agrícolas y ganaderas, la sobreutilización y los incendios forestales. De acuerdo con FRA 2020 de FAO (2020) las pérdidas netas de bosques en el mundo se han reducido a la mitad en las últimas décadas, no obstante, en el período 2010 – 2020 aún se pierden anualmente 4,7 millones de hectáreas especialmente en las zonas tropicales.

Contrariamente, Chile es uno de los pocos países en el mundo cuya cubierta forestal se ha incrementado en las últimas décadas debido a la recuperación de bosques nativos en algunas zonas y a la expansión de las plantaciones forestales. Las grandes presiones sobre los bosque nativos cesaron a mitad del siglo pasado, hoy la deforestación es escasa, la sustitución es menor o es marginal afectando a matorrales nativos, se invierten anualmente cuantiosos recursos públicos y privados para la prevención y combate de incendios forestales, la reforestación es obligatoria, una gran parte de las plantaciones forestales se encuentra certificada bajo sellos nacionales e internacionales de manejo sostenible, y el manejo de los recursos forestales nativos está regulado y su fomento aunque escaso forma parte de la legislación forestal del país.

Chile posee una fuerte y desarrollada industria forestal que está basada casi exclusivamente en las plantaciones forestales, no obstante, alrededor de la mitad de la superficie de bosques nativos (unos siete millones de hectáreas) es considerada comercial y debe ser puesta en producción bajo un nuevo modelo de fomento y regulaciones del Estado, dados los beneficios económicos, sociales y ambientales que su manejo sostenible proporcionaría. Los bosques nativos de Chile, de acuerdo al Inventario Forestal Continuo que anualmente actualiza INFOR, contienen actualmente existencias volumétricas fustales brutas de 4.266 millones de metros cúbicos de madera y crecen anualmente a razón de 84 millones de metros cúbicos (Sagardía *et al.*, 2022).

Las plantaciones forestales no tienen un gran efecto sobre la biodiversidad, han sido establecidas en suelos forestales desarbolados, praderas abandonadas por la ganadería y áreas de matorrales sin mayor

¹https://www.euforgen.org/fileadmin/templates/euforgen.org/upload/Documents/BackgroundDocs/sc14/WG_Revisedindicator4.6_Maich19_6.0.pdf

valor, protegiendo los suelos y aguas, generando oxígeno, capturando y reteniendo grandes cantidades de carbono y morigerando localmente condiciones climáticas adversas. No obstante, la silvicultura de estas plantaciones en muchos sectores deberá adecuarse en función del riesgo de incendios forestales, lo que se conoce como una silvicultura preventiva; las limitaciones hídricas, el respeto a los cursos de agua y otras limitantes, y existen para esto múltiples variables que pueden ser readecuadas, como la densidad de plantación, la localización de las plantaciones dentro de las cuencas, las especies utilizadas, las combinaciones de especies, la alternancia de especies en grandes superficies, los tratamientos complementarios al suelo para favorecer infiltración, la mantención de corredores biológicos, la implementación de sistemas silvopastorales y silvoagrícolas, y muchas otras.

Respecto de la percepción de la sociedad sobre la biodiversidad en el país, encuestas realizadas por MMA (2018) reflejan que la protección de esta no parece ser un tema suficientemente comprendido por la sociedad y del cual se sienta parte la mayoría de la población, por lo que hay un gran desafío en este tema, no obstante, existen actualmente importantes esfuerzos para abordarlo en materia comunicacional y de difusión.

El Sistema Nacional de Áreas Protegidas del Estado abarca en la actualidad una superficie de 18,6 millones de hectáreas, administradas por CONAF, que representan casi el 25% de la superficie nacional y tienen bajo régimen de protección y conservación 3,8 millones de hectáreas de bosques nativos. A esto se suman más recientemente áreas protegidas privadas y grandes reservas marinas.

El cambio climático global, con sus efectos sobre las precipitaciones y las temperaturas, y el incremento de eventos climáticos extremos, para muchos autores (Sala *et al.*, 2000; Thomas *et al.*, 2004; FAO, 2008) puede constituirse en una de las principales causas de pérdida de biodiversidad en todo el mundo. Dada la longevidad que poseen los árboles y los ecosistemas forestales de los que forman parte, su capacidad de adaptación es limitada para responder a cambios ambientales rápidos, por tanto, son particularmente sensibles al cambio climático.

Las alteraciones que provoca el cambio climático en el bosque se refieren a variados efectos, como la abundancia relativa de especies de árboles dentro de los bosques; la fenología de estos en cuanto a estacionalidad de floración, de brotación y de fructificación; la frecuencia e intensidad de los mecanismos clave de perturbación forestal, incluidos los eventos de vientos e incendios; y la dinámica poblacional de plagas y enfermedades forestales.

La plantación forestal en sus distintas modalidades es la estrategia clave para mitigar el cambio climático, por lo que es fundamental mantener en los bosques, suficiente variabilidad genética para adaptarse a los efectos de este cambio y su capacidad de proporcionar hábitat para la biodiversidad. Nuevamente destaca la creciente importancia del Manejo Forestal Sustentable que, a través de una silvicultura climáticamente inteligente y preventiva, puede mitigar y permitir la adaptación de los ecosistemas al cambio climático.

En lo que se refiere al cumplimiento de metas relacionadas con los objetivos de desarrollo sostenible nacionales e internacionales, aunque hay algunos avances, Chile y los países en general se encuentran con un nulo o bajo cumplimiento de estas obligaciones.

REFERENCIAS

Álvarez-Garretón, C., Lara, A., Boisier, JP. & Galleguillos, M. (2019). The Impacts of Native Forests and Forest Plantations on Water Supply in Chile. *Forests*, 10, no. 6: 473. <https://doi.org/10.3390/f10060473>

Barros Asenjo, S., Molina Brand, M. & Ipinza Carmona, R. (2022). El sector forestal y su evolución, la situación actual de los bosques nativos y costos de rehabilitación de bosques nativos degradados. *Ciencia & Investigación Forestal*, 28(3): 89-110. <https://doi.org/10.52904/0718-4646.2022.578>

- BIOFIN CHILE. (2017).** Policy Brief. Biodiversidad en Chile propuestas para financiar su conservación y uso sostenible. resumen ejecutivo. Hacia el desarrollo sostenible. Programa de las Naciones Unidas para el Desarrollo Iniciativa Finanzas para la Biodiversidad. 8 p.
- Blanco, J.A. & Lal, R. (2018).** Sustainable forest management and biodiversity conservation: A review. *Journal of Sustainable Forestry*, 37(7): 654-671. <https://doi.org/10.1080/10549811.2018.1447276>
- Brockerhoff, EG., Jactel, H., Parrotta, J., Quine, J. & Sayer, J. (2008).** Plantation Forests and Biodiversity: Oxyoron or opportunity? *Biodivers Conserv.*, N° 17. Pp: 925-951. <https://doi.org/10.1007/s10531-008-9380-x>
- Carnus, JM., Parrotta, J., Brockerhoff, E., Arbez, M., Herve, J., Kremer, A., Lamb, D. et al. (2006).** Planted Forests and Biodiversity. *Journal Forestry*, 104(2): 65-77.
- Charnley, S., Spies, T.A., Barros, A., White, E.M. & Olsen, K.A. (2017).** Diversity in forest management to reduce wildfire losses: implications for resilience. *Ecology and Society*, 22(1):22. <https://doi.org/10.5751/ES-08753-220122>
- Chaudhary, A., Burivalova, Z., Pin Koh, L. & Hellweg, S. (2016).** Impact of Forest Management on Species Richness: Global MetaAnalysis and Economic Trade-Offs. *Sci. Rep.*, 6, 23954. <https://doi.org/10.1038/srep23954>
- CIPMA (2003).** Manual para Guardaparques. Parte I. Las Áreas Silvestres Protegidas y la Conservación de Espacios Naturales. Centro de Investigación y Planificación del Medio Ambiente CIPMA, Santiago.
- CONAF (2017).** Manual para la Planificación del Manejo de las Áreas Protegidas del SNASPE. Santiago. 230 p.
- CDB (2011).** COP 10 Decision X/2: Strategic Plan for Biodiversity 2011–2020. Convention on Biological Diversity <http://www.cbd.int/decision/cop/?id=12268> (CBD, 2011).
- De la Maza, C. L. & Rodríguez, M. (2010).** Desarrollo de un modelo de gestión sustentable en el Sistema Nacional de Áreas Silvestres Protegidas del Estado (SNASPE) para el fortalecimiento de la oferta de turismo de intereses especiales. Informe de Proyecto. CORFO, Santiago.
- Diamond, J. (2006).** Colapso. Random House. Mondadori. 747 p.
- Diario Oficial de Chile (1984).** Ley 18.362. Crea Sistema Nacional de Áreas Silvestres Protegidas del Estado. Ministerio de Agricultura. Promulgada: 8 de noviembre de 1984. Publicada: 27 de diciembre de 1984.
- Duflot, R., Farhig, L. & Mönkkönen, M. (2022).** Management diversity begets biodiversity in production forest landscapes. *Biological Conservation*, 268: 109514. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2022.109514>
- EUFORGEN. (2021).** Forest Genetic Resources Strategy for Europe. European Forest Institute. 66 p.
- FAO (2008).** Biodiversidad agrícola en la FAO. 46 p. <http://www.fao.org/3/i0112s/i0112s.pdf>
- FAO (2012).** Forest management and climate change: A literature review. Forests and climate change working paper 10. Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome. <http://www.fao.org/docrep/015/md012e/md012e00.pdf>. Consulta: 28 July, 2012.
- FAO. (2012a).** The state of the world's forests: Managing forests for socioeconomic benefits and biodiversity. Food and Agriculture Organization of the United Nations. <http://www.fao.org/3/i3010e/i3010e.pdf>
- FAO (2020).** Global Forest Resources Assessment FRA 2020 – Main Report. FAO Forestry. Rome, Italy. http://www.fao.org/3/ca8642es/online/ca8642es.html#chapter-2_2
- Franklin, J. F. (1993).** Preserving Biodiversity: Species, Ecosystems or Landscapes? *Ecological Applications*, 3(2): 202-205. <https://doi.org/10.2307/1941820>
- FSC (2011).** Estándar para la certificación FSC de plantaciones forestales. Operaciones a gran escala. STDPL-201205 / 311209 - ES CHILE

- García-Valdés, R., Benayas, J.M.R. & Schmitz, M.F. (2018).** Sustainable forest management and biodiversity conservation in Europe: Evidence from different spatial scales. *Forest Ecology and Management*, 430: 377-386. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2018.08.028>
- Gilliam, F.S. & Roberts, M.R. (1995).** Impacts of Forest Management on Plant Diversity. *Ecological Applications*, 5(4): 911-912. <https://doi.org/10.2307/2269342>
- Heilmayr, R., Echeverría, C. & Lambin, E.F. (2020).** Impacts of Chilean forest subsidies on forest cover, carbon and biodiversity. *Nature Sustainability* 2020. <https://doi.org/10.1038/s41893-020-0547-0>.
- Hendee, J.C. & Dawson, C.P. (2009).** Wilderness Management. Stewardship and Protection of Resources and Values. The Wild Foundation and Fulcrum Publishing, Boulder, Colorado, USA. Chapter 1.
- Horák, J. (2017).** Insect ecology and veteran trees. *Jornal Insect Conserv.*, N° 21. Pp: 1-5. <https://doi.org/10.1007/s10841-017-9953-7>
- Horak, J., Vodka, S., Kout, J., Halda, J.P., Bogusch, P. & Pech, P. (2014).** Biodiversity of most dead wood-dependent organisms in thermophilic temperate Oak woodlands thrives on diversity of open landscape structures. *Forest Ecol. Management*, N° 315. Pp: 80-85. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2013.12.018>
- Horák, J., Brestovanská, T., Mladenović, S., Kout, J., Bogusch, P., Halda, J. P. & Zasadil, P. (2019).** Green desert? Biodiversity patterns in forest plantations. *Forest Ecology and Management*, N° 433. Pp: 343–348. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2018.11.019>
- Ipinza, R., Barros, S., De la Maza, C., Jofré, P. & González, J. (2021).** Bosques y Biodiversidad. *Ciencia & Investigación Forestal* 27(1): 101-132. <https://doi.org/10.52904/0718-4646.2021.475>
- Knoke T., Ammer, C., Stimm, B. & Mosandl, R. (2008).** Admixing broadleaved to coniferous tree species: A review on yield, ecological stability and economics. *European Journal of Forestry Research*, 127(2): 89-101. <https://doi.org/10.1007/s10342-007-0186-2>
- Lamb, D. (1998).** Large-scale ecological restoration of degraded tropical forest lands: the potential role of timber plantations. *Restor Ecol.*, N° 6. Pp: 271-279. <https://doi.org/10.1046/j.1526-100X.1998.00632.x>
- Lewis, S.L., Wheeler, C.E., Mitchard, E.T.A. & Koch, A. (2019).** Restoring natural forests is the best way to remove atmospheric carbon. *Nature*, N° 568. Pp: 25-28. <https://doi.org/10.1038/d41586-019-01026-8>
- Lindner, M., Maroschek, M., Netherer, S., Kremer, A., Barbati, A., Garcia-Gonzalo, J, et al. (2010).** Climate change impacts, adaptive capacity, and vulnerability of European forest ecosystems. *Forest Ecology and Management*, 259(4): 698-709. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2009.09.023>
- Lindenmayer, D.B., Franklin, J. F. & Löhmus, A. (2019).** Achieving sustainable forest management: A review of conventional, new and future approaches. *Forest Ecology and Management*, N° 444. Pp: 139-147. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2019.04.016>
- Little, C., Lara, A., McPhee, J. & Urrutia, R. (2009).** Revealing the impact of forest exotic plantations on water yield in large-scale watersheds in South-Central Chile. *Journal of Hydrology*, N° 374. Pp: 162–170. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2009.06.011>
- Martinic, M. (2005).** De la Trapananda al Aysén. Pehuen Editores. 539 p.
- Mason, F. & Zapponi, L. (2015).** The Forest Biodiversity Artery: Towards forest management for saproxylic conservation. *iForest*, N° 9. Pp: 205-216. <https://doi.org/10.3832/ifor1657-008>
- Messier, C.K., Puettmann, R., Chazdon, K., Andersson, V., Angers, L., Brotons, E., Filotas, R. et al. (2015).** From management to stewardship: Viewing forests as complex adaptive systems in an uncertain world. *Conserv Let.*, N° 8. Pp: 368-377. <https://doi.org/10.1111/conl.12156>
- Miranda, A., Altamirano, A., Cayuela, L., Lara, A. and Gonzalez, M. (2017).** Native forest loss in the Chilean biodiversity hotspot: Revealing the evidence. *Regional Environment Change*, N° 17. Pp: 285–297. <https://doi.org/10.1007/s10113-016-1010-7>

- MMA (2018).** Estrategia Nacional de Biodiversidad 2017-2030. Ministerio del Medio Ambiente de Chile, Programa de las Naciones Unidas para el Desarrollo (PNUD) y Fondo para el Medio Ambiente Mundial (GEF). 104 p.
- MMA-GEF-PNUD (2016).** Ministerio de Medio Ambiente-Global Environmental - Facility-Programa de las Naciones Unidas para el Desarrollo Diagnóstico y Caracterización de las Iniciativas de Conservación Privadas en Chile. MMA, Documento de Trabajo. Santiago, Chile. 174 pp.
- Müller-Using, S., Martin, M., Bahamondez, C. & Uribe, J. (2014).** Regeneración natural bajo el concepto de la silvicultura cercana a la naturaleza: Antecedentes técnicos del Tipo forestal Roble-Raulí-Coigüe. Proyecto 028/2012. Fondo de Investigación del Bosque Nativo - INFOR. 108 p.
- Noss, R.F. (2012).** Forgotten Grasslands of the South: Natural History and Conservation. Island Press. <https://doi.org/10.5822/978-1-61091-225-9>
- Paquette, A. & Messier C. (2010).** The role of plantations in managing the world's forests in the Anthropocene. *Front Ecol. Environ.*, 8(1): 27-34. <https://doi.org/10.1890/080116>
- Paquette, A. & Messier, C. (2011).** The effect of biodiversity on tree productivity: From temperate to boreal forests. *Glob. Ecol. Biogeogr.*, 20(1): 170-180. <https://doi.org/10.1111/j.1466-8238.2010.00592.x>
- Pauchard, A. & Villaruel, P. (2002).** Protected Areas in Chile: History, Current Status, and Challenges. *Natural Areas Journal*, N° 22. Pp: 318-330.
- Pawson, S.M., Brin, A., Brockerhoff, E.G., Lamb, D., Payn, T.W., Paquette, A. & Parrotta, J.A. (2013).** Plantation forests, climate change and biodiversity. *Biodivers Conserv.*, N° 22. Pp: 1203–1227 <https://doi.org/10.1007/s10531-013-0458-8>
- PEFC (2016).** Estándar CERTFOR de manejo forestal sustentable para plantaciones. DN-02-05, Agosto 2016. Corporación Certfor Chile de Certificación Forestal.
- Plath, M., Mody, K., Potvin, C. & Dorn, S. (2011).** Establishment of native tropical timber trees in monoculture and mixed-species plantations: Small-scale effects on tree performance and insect herbivory. *Forest Ecology and Management*, 261(3): 741-750. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2010.12.004>
- Prado, J.A. (2015).** Plantaciones Forestales. Más allá de los árboles. Colegio de Ingenieros Forestales. 172 p.
- Sagardía, R., Bahamondez, C., Ávila, A, Reyes, R. & Vergara, G. (2022).** Los Recursos Forestales en Chile 2022. Inventario Forestal Nacional de Bosques Nativos y Actualización de Plantaciones Forestales. Instituto Forestal, Chile. Informe Técnico N° 258. 193 p.
- Sala, O.E., Chapin, F.S., Armesto, J.J., Berlow, E., Bloomfield, J., Dirzo, R. et al. (2000).** Global biodiversity scenarios for the year 2100. *Science*. N° 287. Pp: 1770-1774. <https://doi.org/10.1126/science.287.5459.1770>
- Santibañez, F. & Royo, A. (2002).** Capítulo 5: Suelos. En: Instituto de Asuntos Públicos. Informe País Estado del Medio Ambiente en Chile. 2002. Universidad de Chile. Lom Ediciones. Santiago.
- Santibañez, F. & Santibañez, P. (2018).** Evaluación de las forzantes bioclimáticas en la sustentabilidad de las comunidades de Araucarias en Chile. Hacia una estrategia de conservación del patrimonio natural frente a la amenaza del cambio climático. INFODEP. Santiago. Agosto de 2018.
- Simonetti, J., Grez, A. & Vergara, P. (2016).** Fauna nativa en plantaciones de *Pinus radiata*: Del desierto verde a la sustentabilidad forestal. 109-114. En: Ramírez-Bautista, A. & Pineda-López, R. (Eds.). Fauna Nativa en Ambientes Antropizados. CONACYT- UAQ. Querétaro. México.
- Stephens, S.S. & Wagner, M.R. (2007).** Forest Plantations and Biodiversity: A Fresh Perspective. *Journal of Forestry*, 105(6): 307-313.
- Thomas, C.D., Cameron, A., Green, R.E., Bakkenes, M., Beaumont, L.J., Collingham, Y.C. et al. (2004).** Extinction risk from climate change. *Nature*, N° 427(6970). Pp:145-148. <https://doi.org/10.1038/nature02121>

- Torras, O. & Saura, S. (2008).** Effects of silvicultural treatments on forest biodiversity indicators. En: the Mediterranean. Forest Ecology and Management, N° 255. Pp: 3322-3330.
<https://doi.org/10.1016/j.foreco.2008.02.013>
- Uribe, A. y Estades, C. (2010).** Manejo de Plantaciones de *Pinus radiata* y Conservación de Fauna Silvestre. Ambiente Forestal. Revista de Extensión, 5(9): 12-19.
- Weber, C. & Gutiérrez, A. (1985).** Áreas Silvestres Protegidas. Capítulo 4: 139163. Medio Ambiente en Chile. Centro de Investigación y Planificación del Medio Ambiente (CIPMA). Santiago, Chile.
- Wolynski, A. (2002).** Notas breves sobre la evolución histórica de la silvicultura naturalística. El Boletín de Prosilva, N° 1, mayo. Pp: 28-35.
- WWF (2016).** Planeta Vivo. Informe 2016. Riesgo y resiliencia en una nueva era. WWF International Avenue du Mont-Blanc 1196 Gland, Suiza. www.panda.org. 148 p.
- Zaninovich, S.C. (2017).** Dinámica y almacenamiento del carbono en la necromasa y el suelo de ecosistemas forestales: Efecto de la degradación del bosque nativo y su reemplazo por plantaciones de *Pinus taeda* L. en el NE de Argentina. Tesis Doctoral. Doctor de la UNNE en Biología Universidad Nacional del Nordeste. Facultad de Ciencias Exactas y Naturales y Agrimensura. 178 p.



APUNTE

Antecedentes para una definición formal del concepto “monocultivo forestal”.

Edison García Rivas^{1*} & Mauricio Aguilera Fernández¹.

¹ Instituto Forestal, sede Biobío. egarcia@infor.cl; maguilera@infor.cl

*Autor para correspondencia.

DOI: <https://doi.org/10.52904/0718-4646.2023.584>

Recibido: 30.12.2022; Aceptado 20.03.2023

RESUMEN

Se realiza una revisión y análisis de información publicada y disponible en distintos medios de difusión debido a que actualmente no existe una definición formal de monocultivo forestal. Existe concordancia respecto del concepto de monocultivo, pero este no es preciso para alcanzar una definición en el ámbito forestal. Lograr una definición conlleva un análisis más exhaustivo respecto de los criterios o características que se deben cumplir, debido a que incluso las especies forestales nativas pueden pasar a formar cultivos de este tipo en cuanto a plantación o bosque artificial se trate. En términos aproximados, un monocultivo forestal se puede entender como “bosques artificiales compuestos por una sola especie arbórea, ya sea nativa o exótica, coetáneos, que acaparan la totalidad o la mayor parte del terreno cultivado en una región”. No obstante, se debe tener en cuenta que una definición de carácter formal será el sostén de las normativas y estrategias políticas que el país lleve a cabo en favor de acciones de fomento productivo y de conservación, recuperación y restauración del recurso bosque.

Palabras clave: monocultivo, forestal, definiciones forestales.

SUMMARY

A review and analysis of information published and available in different media is carried out because there is currently no formal definition of forest monoculture. There is agreement regarding the concept of monoculture, but this is not necessary to reach a definition in the forestry field and achieving a definition entails a more exhaustive analysis regarding the criteria or characteristics that must be met because even native forest species can start to form crops of this type in terms of plantation or artificial forest. A forest monoculture can be understood as "artificial forests made up of a single tree species, whether native or exotic, contemporary, that monopolize all or most of the cultivated land in a region". However keep in mind that a formal definition will be the support of the regulations and political strategies that the country carries out in favor of actions to promote production and conservation, recovery and restoration of forest resources.

Key words: monoculture, forestry, forestry definitions

INTRODUCCIÓN

En primer lugar, se debe tener presente que en la normativa chilena no está definido el concepto de “monocultivo” en ningún sentido, ni Forestal ni Agrícola, y que según se aprecia en la práctica y en diversas publicaciones, habitual e indistintamente se asocian o usan las expresiones “plantaciones forestales” y “monocultivo forestal” como un mismo concepto.

Si se considera la etimología de las palabras que componen este concepto, monocultivo = un solo cultivo y forestal = de los bosques o que tiene relación con ellos, una definición preliminar sin mayores argumentos podría asimilarse a “cultivo de una sola especie forestal o del bosque”.

Con la finalidad de contar con antecedentes que permitan aclarar este concepto y generar una definición más precisa del alcance que debiera tener la expresión “monocultivo forestal”, a continuación, se entrega información publicada y disponible en distintos medios de difusión, que dice relación o hace referencia a la materia en cuestión. Se subraya que sólo son antecedentes de base para este objetivo, y que atendiendo a la trascendencia que pudiera tener su uso como marco de acción en una normativa de carácter regulatorio a nivel país, es necesario generar instancias de análisis con otros servicios del Estado vinculados al ámbito silvoagropecuario, con la academia y con actores especializados vinculados con la materia.

REFERENCIAS SOBRE MONOCULTIVO

Según lo define la Real Academia Española, monocultivo está referido a “cultivo único o predominante de una especie vegetal en determinada región”¹.

De acuerdo con lo indicado en el Glosario de Agricultura Orgánica de la FAO, “el monocultivo se refiere al cultivo especializado de una planta en una explotación agrícola (generalmente plantaciones grandes) y la siembra del mismo cultivo año tras año, sin rotación de cultivos ni períodos de barbecho”².

En otro sitio especializado³, se señala que “el monocultivo es un sistema de producción agrícola donde se siembra y cosecha una única especie, de manera uniforme, en una gran extensión de tierra. Es decir, el monocultivo consiste en producir exclusivamente un solo bien en una explotación agrícola. Así, todo el terreno recibirá el mismo tratamiento en cuanto a riego, abono, luz, tiempo de recolección, entre otros. Algunos de los ejemplos de monocultivo que se mencionan están soja (Sudamérica), la caña de azúcar (Cuba), el maíz (América) y el tomate (Chile y España), monocultivo de frutas como el plátano (Ecuador) y la piña (Costa Rica)”.

REFERENCIAS SOBRE MONOCULTIVO FORESTAL

En un sitio de definiciones⁴ señalan que “se llama monocultivo al cultivo único o a aquel que resulta preponderante en un cierto territorio. Se trata de la especie vegetal que acapara la totalidad o la mayor parte del terreno cultivado en una región”⁴. Asimismo, mencionan que, “los monocultivos suelen ser plantaciones muy extensas de una misma especie y debido a que se apuesta por un solo método de cultivo (con una clase de fertilización, el mismo mecanismo para controlar las plagas, etc.), los monocultivos aportan eficiencia a la producción a gran escala. El algodón, la soja, el maíz, el pino y el eucalipto son algunas de las especies que suelen plantarse en monocultivos”.

FAO, en una publicación sobre normas fitosanitarias en el sector forestal, señala que, “monocultivo está referido, por lo general, a cultivos forestales de una sola especie de edades similares”⁵.

Carrasco (1995), realiza un análisis de antecedentes derivados de diversos estudios para establecer una definición para Monocultivo Forestal, del cual se puede destacar lo siguiente:

- Existen opiniones que postulan que los “Bosques naturales que presentan una sola especie y son coetáneos constituyen un monocultivo forestal, por la dinámica de desarrollo que han tenido y por el manejo aplicado”. Sin embargo, se enfatiza que, para ser considerados como monocultivo forestal, los bosques además deben cumplir las condiciones de “ser artificiales y establecidos a gran escala”. Esta última condición genera el consenso de varios otros autores.

¹ <https://dle.rae.es/monocultivo>

² <https://boletinagrario.com/ap-6,monocultivo,977.html>

³ <https://economipedia.com/definiciones/monocultivo.html>

⁴ <https://definicion.de/monocultivo/>

⁵ <https://www.fao.org/3/i2080s/i2080s08.pdf>

- Los “monocultivos son aquellos rodales coetáneos conformados por una o por un número muy limitado de especies, los cuales abarcan superficies lo suficientemente grandes para producir un impacto ecológico significativo”. El término monocultivo se usa como sinónimo de bosque monoespecífico, para referirse a bosques artificiales compuestos por una sola especie arbórea, ya sea nativa o exótica, los que necesariamente son coetáneos, definición con la que coinciden diversos autores.
- “Monocultivo es aquella práctica que perpetúa el crecimiento del mismo cultivo, sobre el mismo suelo, en forma repetida (a lo menos dos ciclos de cultivo)” y que para algunos biólogos es “un conjunto de plantas creciendo en áreas extensas, las cuales están relacionadas genéticamente en forma estrecha”.
- “La idea de monocultivo se relaciona a plantaciones extensas de genotipos uniformes u homogéneos; por lo que plantaciones consistentes de una sola especie no caen automáticamente en esta categoría”, y “que una plantación esté constituida por una sola especie no es el principal atributo para ser un monocultivo, lo que interesa es que tan uniforme es la plantación desde el punto de vista genético”.
- “El concepto de monocultivo tiene la connotación del cultivo de una especie, sin embargo, para los efectos negativos o de riesgo con que habitualmente se le ha querido utilizar, el concepto verdadero de monocultivo es aplicable a genotipos similares y lo suficientemente homogéneos entre sí, con el fin de ser afectados, por ejemplo, por ciertas plagas u otros factores adversos”.

No se puede señalar en forma precisa lo qué es un monocultivo forestal, ya que existen variadas definiciones de este término, algunas de las cuales presentan aspectos coincidentes y otros aspectos antagónicos, representando a veces situaciones muy diferentes.

Para efectos de la evaluación de los recursos forestales mundiales (FAO-PNUMA, 2020), los bosques se clasifican en bosques regenerados de forma natural y bosques plantados. En el plano mundial, los bosques regenerados de forma natural representan el 93% de la superficie forestal mundial. El 7% restante está compuesto por bosques plantados.

La superficie mundial de bosques plantados ha aumentado en 123 millones de hectáreas desde 1990 y en la actualidad abarca 294 millones de hectáreas, pero la tasa de aumento ha disminuido desde 2010. Aproximadamente el 45% de los bosques plantados son plantaciones forestales, que FAO los define como “bosques de gestión intensiva, compuestos principalmente por dos o tres especies arbóreas, nativas o exóticas, de la misma edad, plantadas con un espaciado regular y establecidas sobre todo con fines productivos”. El otro 55% de los bosques plantados, son bosques que pueden parecerse a los bosques naturales maduros y comprenden bosques establecidos para la restauración de los ecosistemas y la protección del suelo y el agua. A escala mundial, el 44% de las plantaciones forestales incluye especies introducidas. En América del Sur, el 97% de las plantaciones forestales está compuesto por especies introducidas, en comparación con solo el 4% en América del Norte y Central (FAO-PNUMA, 2020).

ASPECTOS RELACIONADOS EN LA NORMATIVA FORESTAL CHILENA

En la normativa sectorial chilena, aplicable a la evaluación y fiscalización forestal, no existe una definición para “monocultivo forestal”. En una compilación elaborada por CONAF (2021), se indican algunos términos que pueden estar asociados o que pueden aportar referencias para la definición de monocultivo. Por ejemplo, en el Decreto Ley 701 (1974) sobre fomento forestal, en su título preliminar, artículo 2°, se señala que, para efectos de este Decreto se entenderá por:

- Forestación: la acción de poblar con especies arbóreas o arbustivas terrenos que carezcan de ellas, o que, estando cubiertas de dicha vegetación ésta no sea susceptible de ser manejada, para constituir una masa arbórea o arbustiva con fines de preservación, protección o producción.
- Reforestación: la acción de repoblar con especies arbóreas o arbustivas, mediante siembra, plantación o manejo de la regeneración natural, un terreno que haya estado cubierto con bosque y que haya sido objeto de explotación extractiva con posterioridad al 28 de octubre de 1974.
- Bosque: sitio poblado con formaciones vegetales en las que predominan árboles y que ocupa una superficie de por lo menos 5.000 m², con un ancho mínimo de 40 m, con cobertura de copa arbórea que supere el 10% de dicha superficie total en condiciones áridas y semiáridas y el 25% en circunstancias más favorables.

Por otro lado, en el Decreto Supremo 95, de 2008, que establece el Reglamento del Fondo de Conservación, Recuperación y Manejo sustentable del Bosque Nativo, se indica en su título preliminar, artículo 1°:

- Revegetación: la acción de repoblar con vegetación nativa o autóctona, mediante manejo de la regeneración natural, siembra o plantación, un terreno. Tratándose de siembra o plantación se deben utilizar semillas o propágulos de las poblaciones silvestres más próximas al área a manejar.

Por último, en la Ley Marco de cambio climático, Ley 21.455 del Ministerio del Medio Ambiente, en su Título II, sobre instrumentos de gestión del cambio climático, Párrafo II de los instrumentos de gestión a nivel nacional, señala:

- Artículo 5°, Estrategia climática de largo plazo, letra c) “Niveles de absorción y almacenamiento de gases de efecto invernadero para alcanzar y mantener la meta del artículo 4°, estableciendo lineamientos relativos a conservación de ecosistemas, restauración ecológica, forestación y reforestación con especies nativas, tecnologías y prácticas para la captura y almacenamiento de carbono, incluyendo consideraciones sobre las opciones de reducción de riesgos basadas en los océanos y sus efectos de mitigación. Los lineamientos no incentivarán la plantación de monocultivos forestales”.

Si bien en este artículo se menciona “monocultivos forestales” de manera terminante, no lo define como tal y tampoco hace referencia a parámetros relacionados que debieran emplearse como sustento para cumplir con este requisito.

CONTEXTO GLOBAL

Por la relevancia de los árboles, y por consecuencia del recurso forestal a nivel mundial, es necesario contextualizar el concepto de monocultivo forestal en la discusión y evolución actual respecto a conceptos como cambio climático, deforestación, restauración y biodiversidad, entre otros.

De acuerdo a [FAO-PNUMA \(2020\)](#), y a pesar del aumento de la superficie de bosques, conseguido casi exclusivamente por nuevas plantaciones, la deforestación y la degradación forestal siguen avanzando, lo que contribuye a la actual pérdida de biodiversidad. Se estima que desde 1990 se han perdido unos 420 millones de hectáreas de bosque natural a causa del cambio de usos de la tierra. Sin embargo, la tasa de deforestación ha disminuido en los últimos tres decenios, estudios señalan que entre 2015 y 2020 se estima que la tasa de deforestación fue de 10 millones de hectáreas al año, mientras que en la década de 1990 era de 16 millones de hectáreas al año. La principal causa de deforestación y fragmentación del bosque, y la pérdida asociada de biodiversidad forestal, sigue siendo la expansión agrícola. La agricultura comercial a gran escala fue la causa del 40% de la deforestación de bosques tropicales entre los años 2000 y 2010, y la agricultura local de subsistencia lo fue de otro 33% ([FAO-PNUMA, 2020](#)).

Por esta razón, y de acuerdo al Objetivo 1 del Plan Estratégico de las Naciones Unidas para los Bosques, se plantea invertir el proceso de pérdida de la cubierta forestal en todo el mundo mediante la gestión forestal sostenible, intensificando los esfuerzos para prevenir la degradación de los bosques y contribuir a las iniciativas mundiales para hacer frente al cambio climático (Naciones Unidas, 2017). Esto significa, realizar acciones de protección, restauración, rehabilitación, reconstrucción y recuperación mediante la forestación y reforestación de especies, ya sean arbóreas, arbustivas o herbáceas, en superficies, diseños y densidades diversas.

En un estudio reciente se estimó que existen entre 1.700 y 1.800 millones de hectáreas de tierras forestales potenciales de restauración en zonas previamente degradadas, donde predominaba la escasez de vegetación, pastizales y suelos desnudos degradados (Bastin *et al.*, 2019, cit. por FAO-PNUMA, 2020). Se trata de más del 25% de la superficie de bosque actual a nivel mundial.

CONCLUSIONES

En virtud de los antecedentes expuestos, lograr una definición conlleva un análisis más exhaustivo respecto de los criterios o características que se deben cumplir para definir Monocultivo Forestal.

Si bien existe concordancia entre diversos autores respecto del concepto de monocultivo, este no es preciso para alcanzar una definición en el ámbito forestal, en especial cuando las especies forestales nativas pueden pasar a formar cultivos de este tipo en cuanto a plantación o bosque artificial se trate.

Se debe tener presente que toda definición que se elabore, trascenderá no solo a las normativas y estrategias políticas actuales, sino que también futuras, en las que están incluidos los diversos programas de fomento productivo, control de erosión y de recuperación y restauración ecológica y productiva, y todas aquellas que dicen relación con los compromisos de aumento de masa boscosa y los aportes a la carbono-neutralidad.

No obstante, y considerando la información recopilada hasta la fecha, un monocultivo forestal se puede entender como “bosques artificiales compuestos por una sola especie arbórea, ya sea nativa o exótica, coetáneos, que acaparan la totalidad o la mayor parte del terreno cultivado en una región”, definición que se reitera, debe ser objeto de discusión.

REFERENCIAS

- Carrasco, C. (1995).** Análisis general del monocultivo forestal con respecto a su definición y a su efecto sobre la productividad de suelo en el largo plazo. Memoria de título Ing. Forestal, Fac. de Cs. Forestales - Universidad de Concepción. Concepción, Chile. 210p. En: <http://repositorio.udec.cl/xmlui/handle/11594/7062>.
- CONAF. (2021).** Normativa Forestal aplicable a la evaluación y fiscalización forestal. Departamento de Normas y Procedimientos, Gerencia de Fiscalización y Evaluación Ambiental. CONAF. Santiago. 257 p.
- FAO-PNUMA (2020).** El estado de los bosques del mundo 2020. Los bosques, la biodiversidad y las personas. Roma. <https://doi.org/10.4060/ca8642es>
- Naciones Unidas. (2017).** United Nations Strategic Plan for Forests 2017–2030. In: United Nations Department of Economic and Social Affairs – Forests. Nueva York, EE.UU. www.un.org/esa/forests/documents/un-strategic-plan-forforests-2030/index.html.

Volumen 29 N° 1. Abril 2023

CIENCIA & INVESTIGACIÓN FORESTAL



www.infor.cl
<https://revista.infor.cl>