



FACULTAD DE CIENCIAS BIOLÓGICAS

PONTIFICIA UNIVERSIDAD CATÓLICA DE CHILE

Experiencia Profesional Dirigida (BIO3200), conducente al grado de Título de Biología, mención en recursos naturales

Evaluación de la Resiliencia, Memoria Ecológica y Trayectorias de Restauración Activa vs. Pasiva en los Ecosistemas Boscosos del Valle Vodudahue

Alumno: Isabella Zecchetto

Guía de práctica: Valentina Rojas

Lugar de práctica: Valle Vodudahue, Hualaihué, Los lagos

Primer Semestre, 2026.

1. Resumen

El Valle Vodudahue, ubicado en la ecorregión del Bosque Lluvioso Valdiviano (42°S, Chile) y administrado por la Fundación Alerce 3000, corresponde a un paisaje históricamente afectado por la extracción de madera y ganadería extensiva, actividades que generaron distintos niveles de degradación de la vegetación y del suelo, es por esto que presenta un gradiente de perturbación que incluye praderas degradadas, plantaciones de restauración activa, bosque secundario en regeneración natural (renoval) y bosque antiguo conservado. Con el objetivo de evaluar la resiliencia ecológica, la memoria ecológica y las trayectorias de recuperación a lo largo de este gradiente, se establecieron 20 parcelas temporales de 20 × 20 m (diseño anidado) en cinco estados de perturbación del bosque. Se evaluaron atributos estructurales, diversidad arbórea, regeneración natural y legados biológicos, utilizando análisis no paramétricos, correlaciones y PERMANOVA. Los resultados mostraron un gradiente sucesional consistente: el área basal, la riqueza de especies, la diversidad y la densidad de legados fueron significativamente mayores en el bosque Antiguo y el Renoval que en los sistemas más intervenidos. La composición florística también difirió entre tipos de bosque (PERMANOVA: $F_{4,13} = 3,53$; $R^2 = 0,521$; $p = 0,001$). La densidad de legados estructurales se correlacionó fuertemente con la riqueza arbórea ($r_s = 0,766$; $p < 0,001$) y moderadamente con la regeneración natural ($r_s = 0,469$; $p = 0,037$). El Renoval presentó valores similares al bosque Antiguo en la mayoría de los indicadores, sugiriendo una recuperación efectiva mediante restauración pasiva. Se concluye que la memoria ecológica estructural, representada por los legados biológicos, constituye un factor clave en la recuperación del bosque y debería ser considerada una prioridad en las estrategias de restauración ecológica del Valle Vodudahue.

2. Introducción

Esta investigación se sitúa en el Valle de Vodudahue, el cual se emplaza en la Ecorregión del Bosque Lluvioso Valdiviano entre los paralelos 35° y 48° Sur. Se caracteriza por un dosel vegetativo cerrado, un sotobosque biodiverso y con múltiples estratos de vegetación. Estos bosques albergan una flora de origen relictual y extraordinario endemismo, cuya composición refleja la larga historia de aislamiento geográfico de la región desde el Terciario (Villagrán e Hinojosa, 1997), donde *Nothofagus spp.*, *Fitzroya cupressoides*, *Laureliopsis philippiana* y *Drimys winteri*, entre otras especies, estructuran comunidades arbóreas de elevada complejidad estructural, con una alta carga de biomasa, aportes continuos de hojarasca y ciclos de nitrógeno particularmente lentos y eficientes (Pérez y cols, 2003).

El alerce (*Fitzroya cupressoides*) es una de las especies más emblemáticas de los bosques templados lluviosos del sur de Sudamérica y uno de los árboles más longevos del mundo, con individuos que superan los 3.600 años. Debido a la alta calidad y durabilidad de su madera, fue intensamente explotado durante casi cuatro siglos, desde el período colonial hasta mediados del siglo XX, siendo utilizado principalmente para la producción de tejuelas, vigas y tablas destinadas a la construcción en Chiloé y el sur de Chile (Museo de Historia Natural de Concepción, 2020; Rojas, 2024). La explotación maderera y los incendios de origen antrópico provocaron una drástica reducción de sus poblaciones, llevando a que actualmente sea considerada una especie amenazada y protegida por la legislación chilena (Lara, 1998). A nivel internacional, fue incorporada en 1973 al Apéndice I de CITES, prohibiéndose su comercio internacional, y en 1976 fue declarada Monumento Natural en Chile, quedando prohibida su tala. Sin embargo, la posibilidad de

aprovechar individuos muertos por incendios o explotaciones previas ha dificultado la protección efectiva de la especie (Lara et al, 2003; Wolodarsky-Franke y Lara, 2005).

El concepto de perturbación en ecología refiere a cualquier evento discreto en el tiempo que altera la estructura del ecosistema y cambia los recursos disponibles para los organismos (White y Pickett, 1985), esto se podría atribuir a la explotación del alerce y ocupación de la zona cambiando el uso del suelo. Cuando estas perturbaciones son recurrentes, de alta intensidad o por tiempo prolongado, resultan en degradación forestal: la pérdida parcial de la estructura, función o composición original del bosque, con la consecuente reducción de su capacidad de recuperación (FAO, 2011). En los ecosistemas post-perturbación del bosque templado lluvioso, esta degradación se expresa como una simplificación del dosel, reducción de la diversidad de especies tolerantes a la sombra, proliferación de especies pioneras como *Chusquea spp.* y *Aristotelia chilensis*, y disminución drástica de la madera muerta y los legados estructurales que caracterizan al bosque antiguo (Donoso, 1993).

En el valle Vodudahue, testimonios recogidos mediante conversaciones con pobladores locales cuyas familias han habitado el territorio por más de cien años dan cuenta de una intensa actividad extractiva en el sector de Placeta, donde existían asentamientos permanentes de trabajadores, caminos habilitados y una infraestructura productiva articulada en torno a la explotación del alerce. En contraste, el sector conocido como Discovery presentó una perturbación histórica considerablemente menor, posiblemente relacionada con su mayor inaccesibilidad topográfica y con la menor densidad de individuos de Alerce en ese sector, aunque igualmente conserva evidencias estructurales de intervención pasada. Esta información oral constituye un valioso complemento al

registro ecológico, al permitir contextualizar en el tiempo y el espacio los patrones de degradación observados en terreno.

La resiliencia ecológica puede definirse como la capacidad de un ecosistema de absorber perturbaciones y adaptarse a ellas y recuperar, conservando esencialmente la misma función, estructura e identidad (Holling, 1973). Un concepto estrechamente vinculado es el de memoria ecológica, entendida como el conjunto de estructuras biológicas, físicas y de información que persisten tras una perturbación y condicionan la trayectoria de recuperación del sistema (Johnstone y cols, 2016). Sus expresiones materiales más relevantes son los legados biológicos estructurales, tocones, madera muerta gruesa y árboles remanentes, que constituyen micrositios de germinación, fuentes de nutrientes y núcleos de red micorrícica para las especies colonizadoras. La diversidad de especies, la densidad de regeneración natural, la complejidad del dosel y la abundancia de legados ecológicos son los indicadores más empleados para evaluar la resiliencia de un bosque post-perturbación (Poorter y cols, 2023; Ohse y cols, 2023). Frente al escenario de la reserva Vodudahue, bajo el manejo de la fundación Alerce 3000, dónde se implementan estrategias de restauración ecológica que buscan acelerar o facilitar la recuperación del sistema forestal y que pueden clasificarse en dos grandes enfoques: la restauración pasiva, que consiste en eliminar las presiones de perturbación y permitir la regeneración natural y la restauración activa, que implica intervenciones directas como por ejemplo en este caso la plantación de especies nativas con semillas y/o estacas del mismo valle crecidas en el vivero de la fundación (Holl y Aide, 2011; Chazdon, 2014).

En este contexto, se llegó a la siguiente pregunta de investigación: ¿Cómo influye el gradiente de perturbación antrópica en el valle Vodudahue sobre la diversidad, resiliencia

y la memoria ecológica forestal? Y a la Pregunta secundaria: ¿Está la restauración activa (plantaciones) acelerando la recuperación de la estructura, diversidad y regeneración natural en comparación con la restauración pasiva (renovales) y los sitios degradados?

2.1 Objetivos

El objetivo general del presente estudio es: Caracterizar estructural y funcionalmente cinco tipos de ecosistemas: Praderas degradadas, Plantaciones restaurativas, Bosque nativo renoval y Bosque nativo conservado. Cómo objetivos secundarios se tienen:

- Identificar indicadores de resiliencia ecológica: Diversidad y composición florística, Regeneración natural, Cobertura y estratificación y Presencia de especies indicadoras.
- Evaluar elementos asociados a la memoria ecológica: Remanentes estructurales (tocones, madera muerta, relictos), distribución y grado de descomposición de los legados, y microhábitats y especies relictas.
- Elaborar recomendaciones de manejo adaptativo para la Fundación Alerce 3000.

2.2 Antecedentes de la empresa:

La fundación Alerce 3000 busca preservar, valorar y difundir la riqueza única del valle de Vodudahue. Su misión es impulsar proyectos que unan conservación, ciencia y educación para el cuidado y restauración de los bosques templados lluviosos del sur de Chile, a través de prácticas silvícolas sustentables, investigación aplicada y formación de nuevas generaciones, fortalecer el vínculo entre las personas, el medio ambiente y el patrimonio cultural. La visión de la fundación es ser un referente nacional e internacional como impulsores de proyectos que promueven modelos de manejo sustentable de bosque nativo

que integran producción de plantas, restauración y conocimiento científico, preservando tanto el medio ambiente como el patrimonio cultural. En cuanto a sus pilares y objetivos principales, se encuentra la investigación, educación y aplicación, para así ampliar el conocimiento, conocer y hacer un buen manejo de conservación, conectando la ciencia con el bosque, bajo principios de sostenibilidad, respeto por la biodiversidad y compromiso con las comunidades (Fundación Alerce 3000, 2024).

La Fundación cuenta con un equipo interdisciplinario dedicado a la conservación del Valle Vodudahue, liderado por Valentina Rojas. La supervisión directa de esta práctica estuvo a cargo de ella, quien asignó las actividades de investigación y terreno y brindó orientación metodológica durante todo el estudio. Además, en las actividades del vivero de la fundación trabajé bajo la dirección de Evelyn y María Teresa, colaborando en la producción y mantención de plantas nativas destinadas a proyectos de restauración. La disposición constante del equipo presente en el organigrama (Figura 1) para resolver consultas y apoyar el trabajo en terreno fue fundamental para el desarrollo de esta experiencia profesional.



Figura 1: Organigrama en dónde se representa de forma gráfica el equipo de la reserva.

3. Materiales y Métodos:

3.1 Área de estudio

El estudio se realizó en la Reserva Vodudahue, administrada por la Fundación Alerce 3000, ubicada en la Región de Los Lagos, Chile (aproximadamente 42°S). El muestreo se llevó a cabo entre marzo y mayo de 2026 en cinco sitios que representan distintos estadios de un gradiente sucesional post-perturbación (Anexo, figura 1): el bosque nativo antiguo conservado Discovery (DI, 170 ha), el bosque secundario en regeneración natural sin intervención de plantación Placeta-Sendero (PLA, 3 ha), la plantación de restauración Pozo Lastre (PL, 1,5 ha en total) realizado en el año 2018 y 2023, denominado Plantaciones B, la plantación restaurativa con *Fitzroya cupressoides* y *Pilgerodendron uviferum* (PP, 7,4 ha) realizada en el año 2016 denominada Plantaciones A, y el bosque degradado sometido aún a pastoreo bovino (MV, 10 ha). El sitio correspondiente a las Plantaciones A se ubica adyacente a parches de bosque nativo y se encuentra rodeado por cobertura boscosa, lo que potencialmente favorece el aporte de semillas y propágulos desde áreas cercanas. En contraste, el sitio de Plantaciones B corresponde a un área previamente intervenida mediante extracción de suelo y vegetación, posteriormente rellenada para establecer la plantación. Como consecuencia, presenta un sustrato pedregoso y condiciones edáficas distintas a las del bosque circundante. Estos sitios se seleccionaron intencionalmente para representar el gradiente completo desde bosque maduro hasta perturbación severa aún presente, permitiendo así comparar la resiliencia ecológica y la expresión de memoria ecológica bajo distintos escenarios de intervención antrópica y regeneración.

3.2 Diseño de muestreo y variables registradas

En cada uno de los cinco sitios de estudio se establecieron cuatro parcelas temporales de 20×20 m (400 m^2), siendo en total 20 parcelas de muestreo. La intensidad de muestreo (IM) varió entre 7,1 % en Pozo Lastre y 0,05 % en Discovery, diferencia atribuida a la gran superficie y las limitaciones de acceso de este último predio, siguiendo criterios utilizados en inventarios forestales de gran extensión (CONAF). Para maximizar la representatividad espacial, las parcelas fueron distribuidas sistemáticamente dentro de cada sitio, evitando bordes y sectores considerados atípicos.

Cada parcela fue delimitada mediante huincha de 50 m y sus cuatro vértices ($V1 = \text{NW}$, $V2 = \text{NE}$, $V3 = \text{SE}$ y $V4 = \text{SW}$), junto con el punto central, fueron georreferenciados utilizando las aplicaciones SW Maps y GAIA, en coordenadas geográficas decimales WGS84, con una precisión estimada de $\pm 3\text{--}5$ m bajo dosel cerrado.

El muestreo se realizó mediante un diseño anidado, compuesto por tres unidades de distinto tamaño destinadas a evaluar diferentes componentes de la estructura del bosque. En la parcela principal de 20×20 m se efectuó un censo de todos los individuos arbóreos con diámetro a la altura del pecho (DAP) igual o superior a 5 cm. Para cada árbol se registró la especie, el perímetro del fuste, posteriormente transformado a DAP mediante la ecuación $\text{DAP} = P/\pi$, el estado fitosanitario (1 = sano, 2 = daño leve, 3 = daño grave y 4 = muerto en pie) y la presencia de múltiples fustes cuando correspondía, midiendo cada tronco por separado e identificándolos bajo un mismo código de individuo. La determinación taxonómica se realizó en terreno utilizando caracteres morfológicos diagnósticos y fue corroborada posteriormente con bibliografía especializada.

En el centro de cada parcela se instaló una subparcela de 5×5 m (25 m^2) destinada al estudio de la regeneración natural, donde se registraron todos los individuos leñosos con DAP inferior a 5 cm. Para cada ejemplar se identificó la especie, se midió la altura con cinta métrica y se clasificó según su estado de desarrollo como plántula (P, altura < 30 cm) o juvenil (J, altura ≥ 30 cm y DAP < 5 cm). Asimismo, se registró el sustrato de establecimiento (suelo mineral, tocón en descomposición, hojarasca o roca) y su vitalidad, clasificada en una escala de tres categorías (alta, media y baja).

La cobertura vegetal fue evaluada mediante dos metodologías complementarias. La cobertura del dosel se estimó desde el centro geométrico de cada parcela utilizando la aplicación “Canopy”, basada en fotografía hemisférica obtenida con teléfono móvil orientado horizontalmente hacia la copa. Adicionalmente, en un cuadrante de 1×1 m, ubicado aleatoriamente dentro de la parcela, se registraron las especies presentes del estrato herbáceo y muscinal junto con su cobertura relativa estimada visualmente.

Finalmente, en toda la superficie de la parcela (20×20 m) se registraron todos los legados ecológicos presentes. Estos fueron clasificados en cuatro categorías: tocones (remanentes de tala antrópica), madera muerta (troncos caídos o árboles muertos en pie de origen natural), relictos vivos (árboles sobrevivientes a la perturbación) y microhábitats (estructuras que generan condiciones microambientales particulares, como cavidades, raíces tablares o acumulaciones de musgo sobre madera en descomposición). Para cada elemento se registró además su grado de descomposición mediante una escala de cinco categorías adaptada de Carmona et al. (2002), desde madera recientemente muerta hasta material completamente incorporado al suelo.

3.3 Análisis estadístico: Todos los análisis se realizaron en Rstudio. Para comparar variables entre tipos de bosque se empleó la prueba no paramétrica de Kruskal-Wallis (H) seguida de comparaciones post hoc de Dunn con corrección de Benjamini-Hochberg (p ajustado $\leq 0,05$). Las relaciones entre legados biológicos y atributos del ecosistema se evaluaron mediante correlaciones de Spearman. La diversidad alfa se cuantificó con el índice de Shannon-Wiener (H'). Las diferencias en composición florística entre tipos de bosque se analizaron mediante PERMANOVA (función `adonis2`, distancia de Bray-Curtis, 999 permutaciones). La distribución de grados de descomposición de los legados se evaluó con la prueba de chi-cuadrado con p -valor simulado ($n = 9.999$ réplicas).

4. Resultados

4.1 Estructura forestal

Para caracterizar la estructura arbórea, se analizó la distribución del diámetro a la altura del pecho (DAP) de los individuos registrados por tipo de bosque. El gradiente sucesional se refleja claramente en la estructura diamétrica en la figura 1: el bosque Antigo y el Renoval concentran los individuos de mayor DAP, mientras que los sistemas intervenidos están dominados por individuos de menor tamaño o carecen de ellos. Si bien el diámetro a la altura del pecho (DAP) constituye la medición individual obtenida en terreno para cada árbol, el área basal integra el aporte de todos los individuos presentes en una parcela y refleja de mejor manera la dominancia y ocupación del espacio por la vegetación arbórea.

El área basal total por parcela exhibió el siguiente gradiente: 0,001 m² en el Degradado, 0,009 m² en Plantaciones B, 0,030 m² en Plantaciones A, 1,758 m² en el Renoval y 3,038 m² en el bosque Antigo. La prueba de Kruskal-Wallis confirmó la existencia de

diferencias significativas entre los tipos de bosque ($H_4 = 15,09$; $p = 0,0046$). Las comparaciones post hoc de Dunn con corrección de Benjamini-Hochberg (BH) mostraron que los sistemas maduros (Renoval y Antiguo) presentaron un área basal significativamente superior a los tres sistemas intervenidos (Degradado, Plantaciones A y Plantaciones B) (p ajustado = 0,035 en todos los pares). No se detectaron diferencias significativas entre los sistemas intervenidos entre sí, ni entre el Renoval y el bosque Antiguo (p ajustado $> 0,05$ en ambos casos).

El número total de individuos arbóreos por parcela también difirió significativamente entre tipos de bosque ($H_4 = 14,58$; $p = 0,0055$), en congruencia con el patrón observado para el área basal.

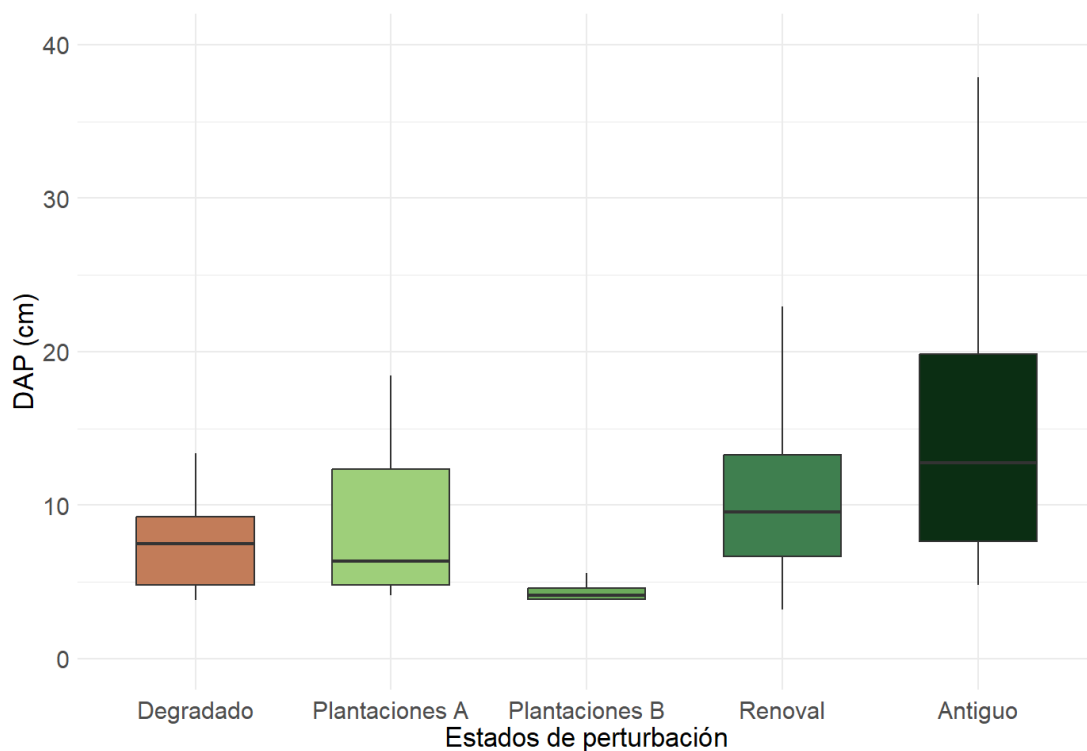


Figura 1: Distribución del diámetro a la altura del pecho (DAP, cm) de los individuos arbóreos ($\text{DAP} \geq 5 \text{ cm}$) por tipo de bosque ($n = 4$ parcelas por tipo). Los boxplots representan mediana, rango intercuartílico y valores extremos.

4.2 Riqueza de especies

La riqueza de especies arbóreas presentó diferencias significativas entre los tipos de bosque ($H_4 = 15,36$; $p = 0,004$). Las medianas por sitio fueron: 0,5 especies en el Degradado, 2,0 en Plantaciones A, 2,5 en Plantaciones B, 7,5 en el Renoval y 8,5 en el bosque Antiguo (Figura 2). Las comparaciones post hoc de Dunn con corrección BH indicaron que el Renoval y el bosque Antiguo presentaron una riqueza significativamente mayor que los tres sistemas intervenidos (p ajustado = 0,035 en todos los pares). No se detectaron diferencias significativas entre los sistemas intervenidos entre sí, ni entre el Renoval y el bosque Antiguo (p ajustado $> 0,05$).

Al restringir el análisis a los tres sistemas más perturbados (Degradado, Plantaciones A y Plantaciones B), no se detectaron diferencias significativas en la riqueza de especies arbóreas ($H_2 = 3,76$; $p = 0,153$). Esto indica que, en el corto plazo, el número de especies arbóreas es numéricamente similar entre la línea base degradada y los sitios bajo restauración activa, aunque la identidad taxonómica de los ensambles difiere (véase sección 4.3).

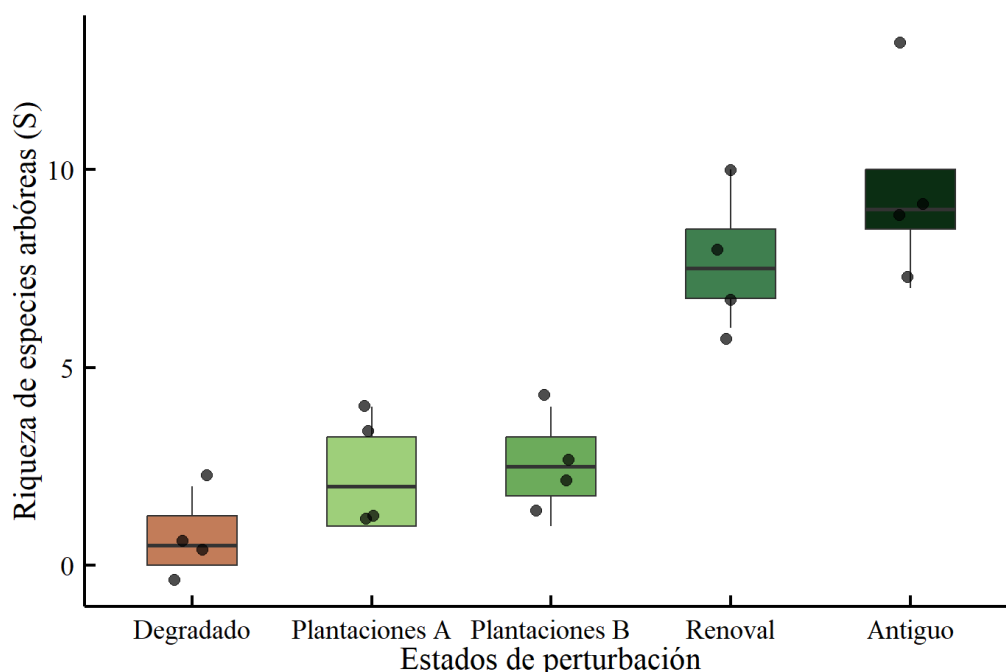


Figura 2: Riqueza de especies arbóreas por parcela según tipo de bosque. Boxplot con puntos jitter que corresponden a las observaciones individuales de cada parcela ($n = 4$ por tipo de bosque).

4.3 Diversidad y Composición florística arbórea

El índice de diversidad de Shannon-Wiener (H') confirmó el gradiente de diversidad alfa observado, con diferencias significativas entre tipos de bosque ($H_4 = 14,21$; $p = 0,007$). Las medianas de H' por sitio fueron: 0,000 en el Degradado, 0,475 en Plantaciones A, 0,666 en Plantaciones B, 1,470 en el Renoval y 1,860 en el bosque Antiguo. Las comparaciones post hoc de Dunn con corrección BH mostraron que el bosque Antiguo presentó una diversidad significativamente superior al Degradado (p ajustado = 0,015) y a las Plantaciones B (p ajustado = 0,042), y que el Renoval superó al Degradado (p ajustado = 0,047). Las demás comparaciones no alcanzaron significancia estadística, incluyendo el contraste entre el Renoval y ambas plantaciones (p ajustado $\geq 0,158$) (Anexo, Figura 3). A

diferencia de lo observado para la riqueza de especies, estos resultados indican que los valores de diversidad de los sistemas en restauración activa se superponen parcialmente con los del Renoval, lo que refleja que la equitatividad en la distribución de individuos entre especies modera las diferencias observadas. El valor nulo de H' en el Degradado refleja que la mitad de sus parcelas carece por completo de cobertura arbórea.

La composición florística arbórea difirió cualitativamente entre los tipos de bosque, dónde el sitio Degradado presentó la composición más empobrecida, conformada exclusivamente por dos especies de mirtáceas: *Luma apiculata* (~68 % de los individuos) y *Amomyrtus luma* (~32 %). Las Plantaciones A mostraron una mayor diversidad de especies colonizadoras espontáneas, entre las que se registraron *Luma apiculata*, *Eucryphia cordifolia*, *Drimys winteri*, *Nothofagus dombeyi* y *Embothrium coccineum*, con proporciones relativamente equitativas. Las Plantaciones B estuvieron dominadas por *Pilgerodendron uviferum* (especie de conífera plantada con fines de restauración activa), lo que genera un ensamble florístico estructuralmente simplificado pese a la presencia de algunas especies nativas acompañantes. El Renoval presentó la mayor equitatividad entre todos los tipos de bosque, con *Luma apiculata* y *Amomyrtus luma* como dominantes relativas junto a una alta representación de otras especies nativas. El bosque Antiguo estuvo dominado por *Amomyrtus luma*, con participación relevante de *Luma apiculata*, *Eucryphia cordifolia* y *Saxegothaea conspicua*, especie característica de dosel en bosques templados maduros del sur de Chile (Figura 3).

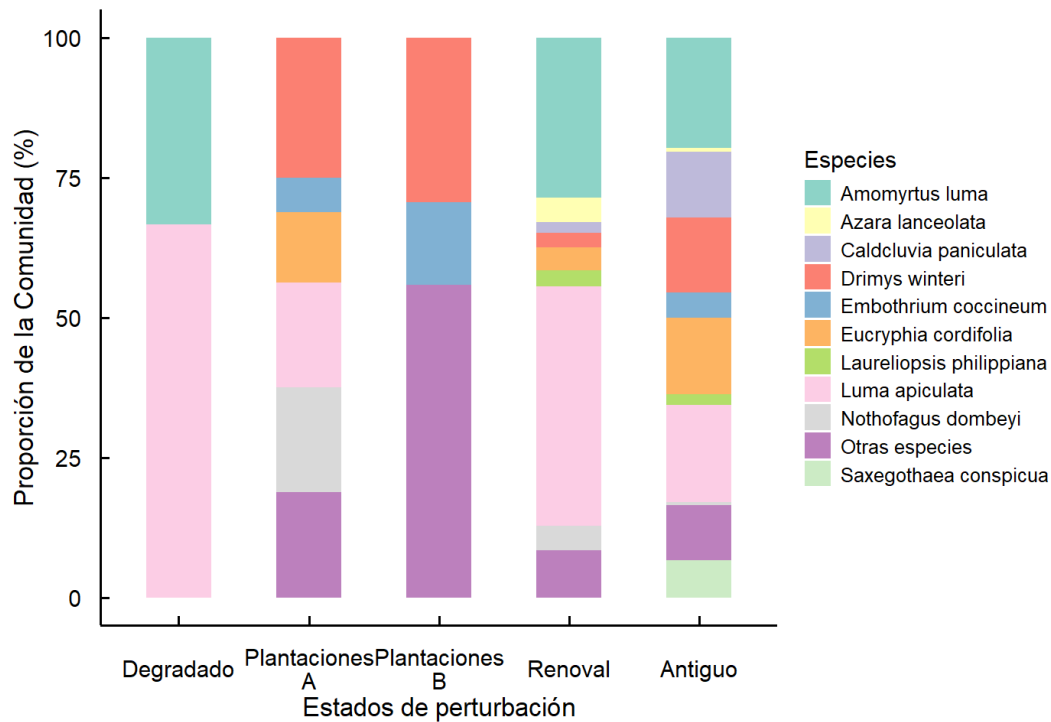


Figura 3: Composición florística relativa de la comunidad arbórea por tipo de bosque. Las barras representan el número de individuos de cada especie respecto al total registrado en cada tipo de bosque. Se presentan las diez especies más abundantes en el conjunto del muestreo; las restantes se agrupan bajo la categoría "Otras especies".

Las diferencias en composición florística entre tipos de bosque fueron estadísticamente significativas (PERMANOVA: $F_{4,13} = 3,53$; $R^2 = 0,521$; $p = 0,001$). El tipo de bosque explicó el 52,1 % de la variación total en la composición de la comunidad arbórea. Este resultado confirma que, aunque la riqueza de especies es similar entre los sistemas intervenidos (sección 4.2), la identidad taxonómica de los ensambles difiere marcadamente a lo largo del gradiente sucesional, con las plantaciones y el sitio degradado separándose florísticamente de los sistemas maduros.

4.4 Cobertura del dosel y estratos vegetacionales

Los bosques Antiguo y el Renoval registraron medianas de 48 % (rango: 35–53 %) y 44 % (rango: 32–50 %), respectivamente, mientras que las Plantaciones A registraron cobertura nula en todas las parcelas (0 %) y las Plantaciones B valores entre 0 y 7 %. El sitio Degradado careció de cobertura de dosel en todas las parcelas. La composición del estrato herbáceo y muscinal siguió el mismo patrón: el Renoval y el bosque Antiguo estuvieron dominados por musgos, helechos y plántulas de especies arbóreas nativas, con abundante hojarasca y alta heterogeneidad estructural del piso forestal; en contraste, el sitio Degradado presentó dominancia de *Juncus* sp. y suelo compactado por el tránsito de ganado bovino, y las plantaciones mostraron gramíneas, herbáceas ruderales y especies exóticas invasoras, estas últimas ausentes en los sistemas maduros.

4.5 Regeneración natural

El número total de individuos en regeneración no difirió significativamente entre tipos de bosque ($H_4 = 5,22$; $P = 0,266$). A nivel de sitio, el Renoval concentró la mayor abundancia de individuos regenerantes (222 individuos en total; mediana por parcela = 53,5 ind), seguido del bosque Antiguo (168 individuos; mediana = 32,0 ind), el Degradado (68 individuos; mediana = 19,0 ind), Plantaciones A (68 individuos; mediana = 15,5 ind) y Plantaciones B (59 individuos; mediana = 10,0 ind) (Figura 4). La riqueza de especies presentes en la regeneración tampoco mostró diferencias significativas entre tipos de bosque ($H_4 = 5,36$; $p = 0,252$).

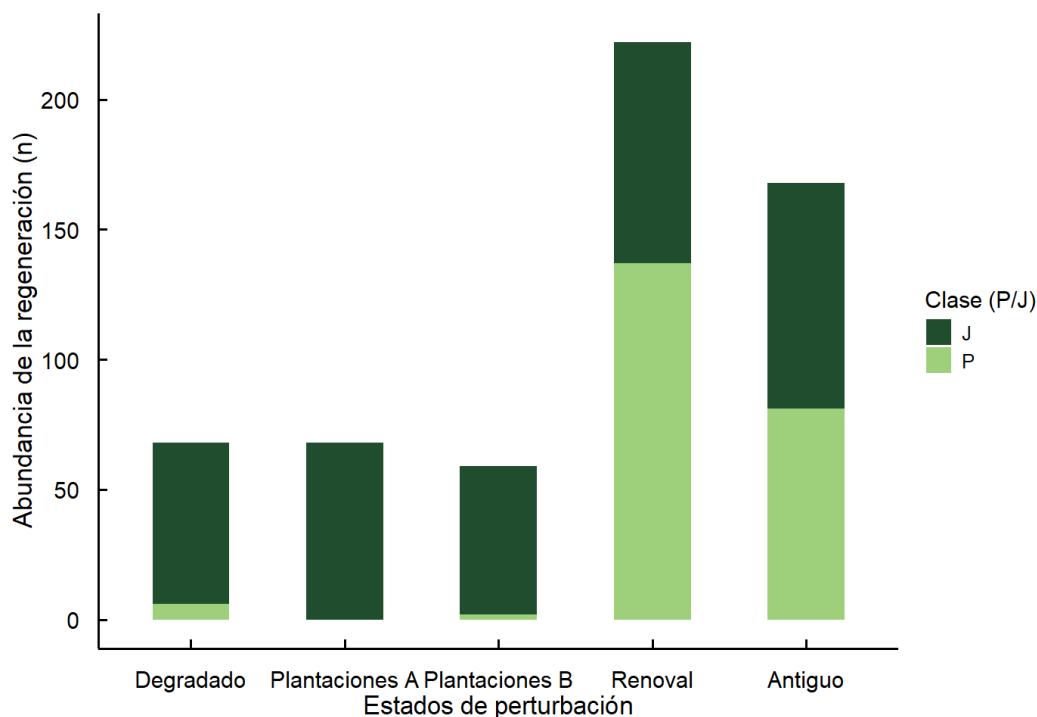


Figura 4: Abundancia absoluta (número de individuos) de la regeneración natural arbórea categorizada por clases de tamaño/edad (P: Plántulas, J: Juveniles) a lo largo del gradiente de perturbación y recuperación forestal en el Valle Vodudahue. Las barras representan el conteo acumulado por sitio de muestreo.

Al desagregar por clase de edad, el número de plántulas (altura < 30 cm) sí presentó diferencias significativas a nivel global entre tipos de bosque ($H_4 = 14,56$; $p = 0,006$). Las medianas por sitio fueron: 30,0 plántulas por parcela en el Renoval, 16,5 en el bosque Antiguo, y 0,0 en el Degradado, Plantaciones A y Plantaciones B. Las comparaciones post hoc de Dunn con corrección BH no identificaron pares individuales con diferencias significativas (p ajustado $\geq 0,070$ en todos los casos), lo que probablemente refleja la alta variabilidad intragrupo y el reducido número de réplicas por sitio ($n = 4$). El patrón biológico es, no obstante, coherente con el gradiente de perturbación: los sistemas con mayor complejidad estructural (Renoval y Antiguo) concentraron la totalidad de las plántulas registradas, mientras que los sistemas intervenidos

presentaron reclutamiento nulo o mínimo en esta clase de edad. El número de individuos juveniles (altura ≥ 30 cm y DAP < 5 cm) no mostró diferencias significativas entre tipos de bosque ($H_4 = 0,64$; $p = 0,959$), lo que sugiere que la abundancia de juveniles es relativamente homogénea entre sitios una vez superada la etapa inicial de establecimiento.

4.6 Memoria ecológica: legados estructurales

La densidad de legados biológicos por parcela difirió significativamente entre tipos de bosque ($H_4 = 14,52$; $p = 0,006$). El bosque Antiguo presentó la mayor abundancia de estructuras remanentes (mediana = 50,5 legados por parcela), seguido del Renoval (mediana = 39,0), el Degradado (mediana = 10,0), Plantaciones B (mediana = 1,0) y Plantaciones A (mediana = 0,5) (Figura 5). Las comparaciones post hoc de Dunn con corrección BH mostraron que el Renoval y el bosque Antiguo presentaron una densidad de legados significativamente superior a los tres sistemas intervenidos (p ajustado = 0,035 en todos los pares). No se detectaron diferencias significativas entre los sistemas intervenidos entre sí, ni entre el Renoval y el bosque Antiguo (p ajustado $> 0,05$). Estos resultados demuestran que la memoria ecológica estructural disminuye con el grado de intervención antrópica y es mínima en las plantaciones de restauración activa, donde el establecimiento ocurrió sobre superficies previamente despejadas.

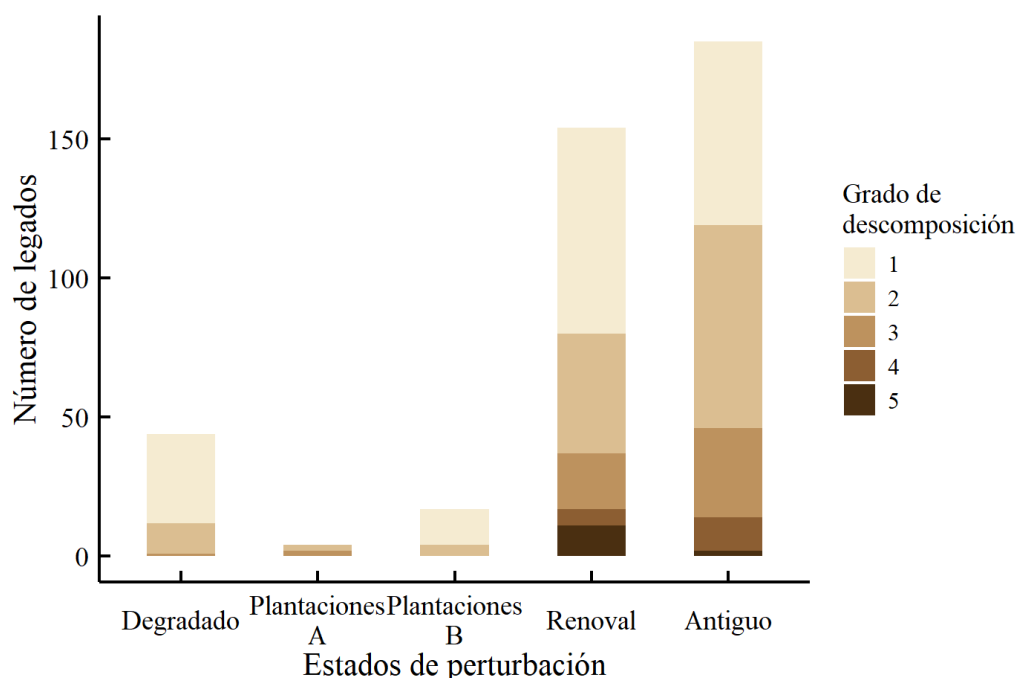


Figura 5: Distribución de la frecuencia de legados biológicos estructurales (troncos y tocones) clasificados según su grado de descomposición (Clases 1 a 5; desde madera fresca a altamente descompuesta) en cinco estados de perturbación y recuperación boscosa en el Valle Vodudahue.

El grado de descomposición de los legados también difirió significativamente entre tipos de bosque ($\chi^2 = 50,88$; $P < 0,001$, test simulado con 9.999 réplicas). El bosque Antiguo y el Renoval presentaron una mayor proporción de legados en estados avanzados de descomposición (clases 4 y 5), lo que refleja la mayor antigüedad de las estructuras remanentes en estos sistemas. En contraste, las Plantaciones A y B mostraron predominio de clases bajas (1 y 2), coherente con la menor edad de los rodales y la perturbación reciente del sitio previo al establecimiento de la restauración activa.

4.7 Relación entre memoria ecológica y atributos del ecosistema

Para evaluar el papel funcional de los legados en la resiliencia del bosque, se calcularon correlaciones de Spearman entre la densidad de legados por parcela y dos atributos del

ecosistema: la riqueza de especies arbóreas y la abundancia de individuos en regeneración ($n = 20$ parcelas). Se detectó una correlación positiva fuerte y altamente significativa entre la densidad de legados y la riqueza arbórea ($r_s = 0,766$; $n = 20$; $P < 0,001$), indicando que las parcelas con mayor presencia de estructuras remanentes (tocones, madera muerta y relictos vivos) albergan consistentemente una mayor diversidad de especies arbóreas (Figura 6). Este resultado posiciona a los legados como núcleos de nucleación que facilitan el asentamiento de taxa nativas respecto a sustratos desprovistos de estas estructuras.

Asimismo, se encontró una correlación positiva y significativa entre la densidad de legados y la abundancia total de individuos en regeneración ($r_s = 0,469$; $n = 20$; $P = 0,037$), coherente con la hipótesis de facilitación: los legados biológicos actúan como micrositios nodrizas que favorecen el establecimiento de nuevos individuos al regular el microclima, aportar sustrato de germinación y concentrar la actividad de hongos micorrícicos y descomponedores.

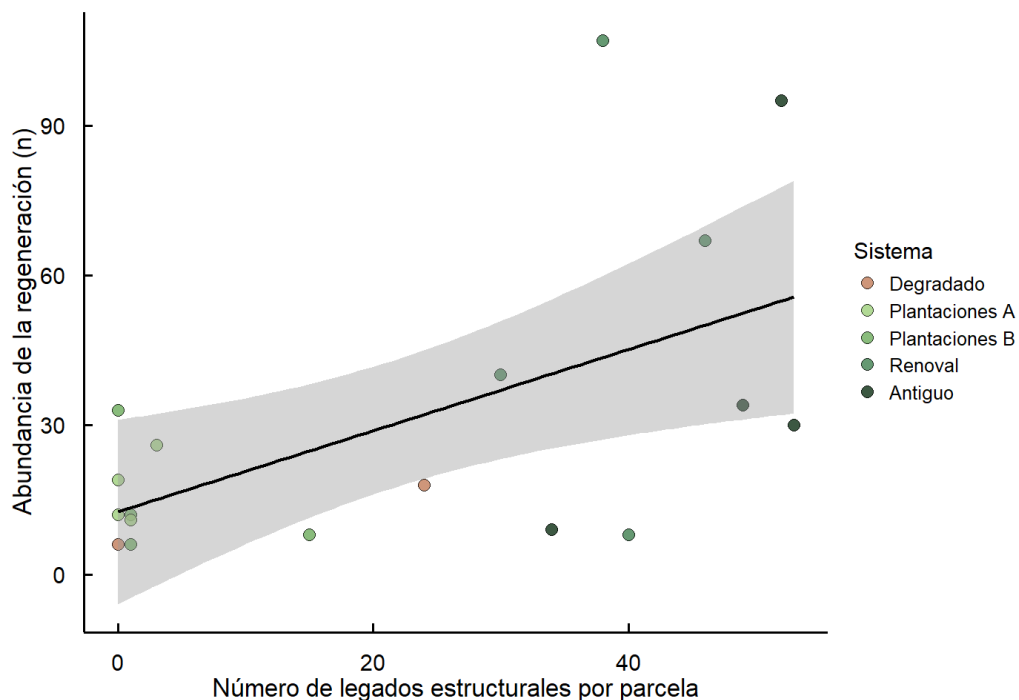


Figura 6: Relación entre la densidad de legados biológicos y la riqueza de especies arbóreas por parcela ($n = 20$). Cada punto coloreado por tipo de bosque; línea de regresión lineal con intervalo de confianza al 95 %.

5. Discusión

El área basal por parcela y la riqueza de especies arbóreas siguieron de manera estricta el continuo sucesional esperado, con diferencias altamente significativas entre los cinco tipos de bosque ($p = 0,005$ y $p = 0,004$, respectivamente). En ambos indicadores, los sistemas maduros (Renoval y Antiguo) superaron consistentemente a los tres sistemas más intervenidos, sin que se detectaran diferencias significativas entre el Renoval y el bosque Antiguo (p ajustado $> 0,05$ en ambos casos). Este resultado sugiere que la restauración pasiva, cuando las condiciones son propicias, puede conducir a la recuperación de una complejidad estructural y una diversidad arbórea estadísticamente equivalentes a las del bosque de referencia.

Poorter y su equipo (2021), en un análisis pantrópico de 77 sitios de bosque secundario, documentaron que la biomasa aérea puede recuperar hasta el 78 % del valor de referencia en las primeras dos décadas tras el cese de la perturbación, siempre que la presión de disturbio haya sido eliminada y existan fuentes de propágulos cercanas. Sin embargo, estos mismos autores advierten que la composición de especies tarda considerablemente más en converger con el ecosistema de referencia que la biomasa o la riqueza local. El caso del Renoval ilustra esta dinámica, su estructura y riqueza son comparables al Antiguo, pero su composición sigue una trayectoria propia, como evidencia el PERMANOVA.

Aunque la abundancia total de individuos en regeneración no difirió significativamente entre tipos de bosque ($p = 0,266$), la desagregación por clase de edad reveló un patrón de alta relevancia funcional: las plántulas (< 30 cm de altura) se concentraron exclusivamente en el Renoval y el bosque Antiguo (medianas de 30,0 y 16,5 ind/parcela, respectivamente), con valores de cero en los tres sistemas intervenidos ($H_4 = 14,56$; $p = 0,006$). Este contraste indica que las plantaciones y el sitio Degradado presentan limitaciones activas para el reclutamiento arbóreo: ausencia de microhábitats de germinación adecuados, competencia con herbáceas ruderales y exóticas invasoras, y redes micorrízicas aún no establecidas (Grubb, 1977; Pérez, 2003). La ausencia total de plántulas en las plantaciones, incluso donde los individuos tienen ya 7–9 años y han comenzado a producir semillas, indica que las condiciones microambientales no satisfacen aún el nicho de regeneración de las especies objetivo.

La densidad de legados biológicos describió el mismo gradiente que los indicadores estructurales ($p = 0,006$), con valores extremadamente bajos en las plantaciones (medianas de 0,5 a 1,0 legados por parcela) y máximos en el bosque Antiguo (mediana = 50,5). La cantidad de legados por parcela predijo positivamente la riqueza de especies arbóreas ($p < 0,001$) y la abundancia de individuos en regeneración ($p = 0,037$). Estos resultados son coherentes con el marco de la memoria ecológica propuesto por Johnstone y cols. (2016), quienes argumentan que los ecosistemas forestales muestran resiliencia en tanto conservan "legados de material" (estructuras físicas remanentes) y "legados de información" (bancos de semillas, redes micorrízicas, archivos genéticos en la población remanente). Donde ambos tipos de legados persisten, la trayectoria de recuperación tiende a reproducir el

estado pre-perturbación; donde fueron eliminados, el sistema puede bifurcarse hacia estados alternativos de menor complejidad (Holling, 1973).

Harmon (1986), en un trabajo seminal sobre madera muerta gruesa en bosques templados de Norteamérica, demostraron que los troncos en distintos estados de descomposición sostienen una fracción desproporcionada de la biodiversidad total: albergan hongos descomponedores, concentran invertebrados del suelo, aportan nitrógeno mediante la mineralización diferencial y actúan como sustratos de germinación para numerosas especies arbóreas. También Carmona y su equipo (2002), en el contexto de los bosques templados de Chiloé, reportaron que la madera muerta gruesa representaba entre el 17 y el 36 % de la biomasa total en bosques primarios de esta ecorregión. La extrema escasez de estos elementos en las plantaciones de Vodudahue implica que éstas están iniciando su trayectoria de restauración prácticamente sin ninguna de las estructuras de soporte funcional que caracterizaron al bosque original.

La densidad intermedia de legados en el sitio Degradado (mediana = 10,0 legados por parcela) no representa memoria ecológica histórica, sino el resultado de la actividad extractiva aún en curso en el sitio: los legados registrados corresponden principalmente a estados de descomposición incipientes (clases 0–1), indicando madera recientemente cortada. En este contexto, el mantenimiento del pastoreo bovino activo compromete severamente cualquier posibilidad de recuperación funcional, ya que la compactación del suelo genera inundaciones superficiales que imposibilitan el establecimiento de plántulas, y el ramoneo directo elimina los propágulos que logran germinar.

En algunas parcelas del bosque Antiguo se registró presencia localizada de *Chusquea* spp. (quilla) y helechos, taxa que proliferan típicamente tras perturbaciones de baja intensidad o

en claros de luz generados por caída de árboles senescentes. Su presencia en sectores del bosque maduro podría indicar tanto la existencia de pequeños claros dentro de la dinámica natural del bosque (proceso común en cualquier bosque antiguo) como la ocurrencia de perturbaciones históricas de mayor intensidad en esos sectores, que habrían pasado desapercibidas durante el proceso de selección de sitios. Aunque no es posible discriminar entre ambas hipótesis con los datos disponibles, esta observación sugiere que el bosque Antiguo de Discovery podría presentar una historia de disturbios más heterogénea de la que actualmente se asume, lo que refuerza la necesidad de estudios dendrocronológicos o de caracterización histórica de uso del suelo para contextualizarlo adecuadamente.

Los sistemas más intervenidos presentaron indicadores adicionales de alteración antrópica y barreras ecológicas para la recuperación. La presencia de especies exóticas invasoras se registró exclusivamente en las plantaciones y en la pradera degradada, lo que constituye evidencia de menor integridad ecológica en estos ambientes.

Uno de los hallazgos de mayor relevancia teórica de este estudio es la disociación entre la diversidad alfa y la composición de la comunidad. Entre los sistemas más intervenidos (Degradado, Plantaciones A y Plantaciones B), la riqueza arbórea no difirió significativamente ($H_2 = 3,76$; $p = 0,153$). Sin embargo, el análisis multivariado mediante PERMANOVA reveló que la composición florística difiere significativamente entre los cinco tipos de bosque ($R^2 = 0,521$; $p = 0,001$), con el tipo de bosque explicando el 52,1 % de la variación total en la identidad de las comunidades arbóreas.

Esta disociación es ecológicamente fundamental: indica que mientras el número de especies se mantiene numéricamente constante entre sistemas perturbados, las identidades taxonómicas y las abundancias relativas cambian de manera significativa. Las

plantaciones están dominadas por *Fitzroya cupressoides* y *Pilgerodendron uviferum* (las especies plantadas), con escasa diversificación espontánea del dosel, mientras que el sitio Degradado alberga una flora generalista de escaso valor indicador, conformada casi exclusivamente por *Luma apiculata* y *Amomyrtus luma*. En contraste, el Renoval y el bosque Antiguo exhiben comunidades florística y estructuralmente similares, dominadas por mirtáceas tolerantes a la sombra (*Amomyrtus luma*, *Luma apiculata*) y por especies propias de estadios sucesionales avanzados como *Caldcluvia paniculata*, *Eucryphia cordifolia* y *Saxegothea conspicua*. En un estudio realizado por Chazdon (2014) denomina este fenómeno como la "trayectoria composicional" de la restauración: comunidades que difieren en identidad taxonómica (aun cuando su riqueza local sea similar) se encuentran en fases distintas de la sucesión secundaria. El alto R^2 del PERMANOVA (52,1 %) para tan solo cinco grupos de cuatro parcelas es evidencia sólida de que el tipo de bosque es el principal predictor de la identidad florística en el valle.

Cabe señalar una limitación metodológica relevante para el bosque Antiguo: las parcelas debieron ubicarse en sectores con densidad estructural suficiente para el establecimiento de los cuadrantes, excluyendo los sectores de mayor complejidad donde la acumulación de troncos caídos impedía su delimitación. Los valores registrados de área basal, riqueza y densidad de legados deben interpretarse, por tanto, como estimaciones conservadoras. Esta limitación es frecuente en inventarios de bosques de alta complejidad estructural (Franklin, 2002) y sesga los resultados en contra de los sistemas maduros, lo que refuerza la tendencia sucesional documentada.

Plantaciones vs degradado

La baja acumulación de área basal en las plantaciones (medianas de 0,009 y 0,030 m² para Plantaciones B y A, respectivamente) después de pocos años de establecimiento refleja la biología de las especies plantadas. Tanto *Fitzroya cupressoides* como *Pilgerodendron uviferum* presentan tasas de crecimiento extremadamente lentas, por lo que no es esperable que desarrollen estructuras comparables a las de bosques maduros en escalas temporales cortas. En consecuencia, la evaluación de estas iniciativas debe centrarse en la supervivencia y el establecimiento de los individuos plantados más que en comparaciones directas con ecosistemas de referencia centenarios.

Las diferencias observadas entre ambas plantaciones sugieren que el contexto del sitio también influye en la trayectoria de recuperación. La plantación A se encuentra rodeada por bosque nativo y próxima a parches boscosos, lo que probablemente favorece la llegada de propágulos y la colonización por especies leñosas. En contraste, la plantación B fue establecida sobre un terreno previamente excavado y posteriormente rellenado, generando un sustrato pedregoso potencialmente menos favorable para el establecimiento vegetal. Estas observaciones coinciden con lo planteado por Crouzeilles (2016), quienes identificaron que el éxito de la restauración depende, entre otros factores, del tiempo transcurrido desde la intervención, la intensidad de la perturbación previa y la conectividad del paisaje.

La comparación entre estrategias de restauración favorece a la restauración pasiva en términos de recuperación estructural y diversidad. El Renoval no presentó diferencias significativas respecto al bosque Antiguo en los principales indicadores evaluados, mientras que las plantaciones permanecieron más próximas al estado degradado. Esto

concuera con Holl y Aide (2011), quienes señalan que la restauración pasiva puede ser altamente efectiva cuando han cesado los disturbios, existen fuentes cercanas de propágulos y se conservan legados biológicos capaces de sostener la memoria ecológica del sistema. El Renoval de Placeta-Sendero parece cumplir estas condiciones.

Sin embargo, esto no implica que la restauración activa sea innecesaria. Como plantea Chazdon (2014), las plantaciones resultan fundamentales cuando existen barreras físicas o biológicas que impiden la regeneración natural. En los sitios restaurados evaluados, el historial de explotación, las alteraciones del suelo y la presencia de especies exóticas sugieren que la recuperación espontánea podría ser lenta o insuficiente, justificando la implementación de acciones activas para acelerar la restauración del ecosistema.

Recomendaciones para Alerce3000

Las estrategias de restauración diseñadas para horizontes de décadas no pueden ignorar la trayectoria climática proyectada para el sur de Chile. Garreaud y su equipo en el año 2020 documentaron la Megasequía del Centro-Sur de Chile (2010–2018), un déficit hídrico sin precedentes en el registro instrumental que afectó la Región de Los Lagos, reduciendo la disponibilidad hídrica edáfica y aumentando la mortalidad de individuos arbóreos. Las proyecciones del IPCC (2023) anticipan un aumento de entre 1,5 y 3 °C en la temperatura media para la zona centro-sur de Chile durante el presente siglo, con modificaciones en la estacionalidad de las precipitaciones que podrían generar períodos de estrés hídrico estival sin antecedentes históricos en la ecorregión valdiviana.

Fitzroya cupressoides y *Pilgerodendron uviferum* son coníferas restringidas a las condiciones hiperhúmedas de la Cordillera de la Costa del sur de Chile y el norte de la

Patagonia argentina, con escasa tolerancia a la sequía y el calor (Donoso, 2006; Villagrán e Hinojosa, 1997). Individuos establecidos hoy bajo condiciones climáticamente benignas podrían encontrarse en 50 a 100 años fuera de su nicho climático óptimo en un escenario de calentamiento sostenido. Es por esto que como recomendación a la fundación Alerce 3000 para su continuación de restauración, creo que sería oportuno implementar una diversificación del pool de especies plantadas hacia taxa con mayor resiliencia climática, tal como las mirtáceas, el ulmo (*Eucryphia cordifolia*), el canelo (*Drimys winteri*), la tiaca (*Caldecluvia paniculata*), no solo es ecológicamente congruente con la dinámica sucesional del bosque valdiviano, sino que también constituye una estrategia de gestión del riesgo frente a la incertidumbre climática (IPCC 2023). Es importante reconocer que las condiciones ambientales bajo las que se establecieron los bosques de alerce hoy existentes, hace cientos o miles de años, no son las mismas que las del presente, y menos aun las del futuro: la restauración del pasado no puede ser el único objetivo; la restauración hacia un futuro funcional debe serlo también.

Los resultados obtenidos indican además que los legados biológicos constituyen uno de los factores más importantes asociados a la riqueza y regeneración del bosque. Por ello, toda intervención debería comenzar con una evaluación y conservación de elementos tales como madera muerta, tocones, árboles remanentes y otros microhábitats. En sectores altamente degradados o con escasez de estos elementos, podría evaluarse incluso la incorporación activa de madera en distintos estados de descomposición para favorecer el establecimiento de especies nativas y acelerar los procesos sucesionales.

Asimismo, las plantaciones actuales podrían beneficiarse de una estrategia que priorice inicialmente especies pioneras o de crecimiento relativamente más rápido, tal como: *Luma*

apiculata y *Myrceugenia spp.* (mirtáceas, pioneras tolerantes a la luz y generadoras de mantillo rápido), *Caldcluvia paniculata* (tiaca, pionera de crecimiento rápido que genera sombra temprana, ya presente por regeneración natural en las plantaciones A) (Anexo, figura 4), *Drimys winteri* (canelo, distribución amplia, tolerante a condiciones variables, espiritualmente significativo para comunidades locales), *Eucryphia cordifolia* (ulmo, fijador de nitrógeno a través de asociaciones radiculares, importante para la estructura del suelo), y *Laureliopsis philippiana* (tepa, brinda cierre de dosel rápido y microclima húmedo bajo su copa). Esta mezcla creará las condiciones de sombra, humedad y red micorrízica bajo las cuales el alerce y el ciprés de las Guaytecas podrán establecerse espontáneamente o aumentando sus condiciones sobrevivencia si es plantado (Donoso, 1993; Donoso, 2006).

Finalmente, se recomienda establecer parcelas permanentes de monitoreo con ubicación georreferenciada y protocolos estandarizados que permitan evaluar periódicamente cambios en área basal, composición florística, regeneración natural, cobertura de dosel, abundancia de legados biológicos y presencia de especies invasoras. La repetición de estas mediciones cada 10–15 años permitiría evaluar la efectividad de las acciones implementadas y ajustar las estrategias de restauración bajo un enfoque de manejo adaptativo.

6. Conclusiones:

Los resultados evidencian un gradiente ecológico consistente a través de los distintos tipos de bosque estudiados. La estructura forestal, la riqueza de especies, la regeneración natural y la abundancia de legados biológicos aumentaron desde los sitios degradados

hacia los renovales y bosques antiguos, indicando que estos indicadores responden de manera coherente al nivel de perturbación y al estado de recuperación del ecosistema.

El hallazgo más relevante fue la fuerte relación positiva entre la densidad de legados biológicos y la riqueza de especies arbóreas ($r_s = 0,766$; $p < 0,001$), lo que sugiere que la memoria ecológica estructural constituye uno de los principales factores asociados a la recuperación del bosque. Elementos como árboles remanentes, tocones y madera muerta no representan únicamente vestigios del ecosistema original, sino que proporcionan condiciones favorables para el establecimiento y persistencia de especies nativas, contribuyendo al mantenimiento de la diversidad y los procesos sucesionales.

La restauración pasiva, representada por el Renoval Placeta-Sendero, mostró valores de estructura, diversidad y regeneración comparables a los observados en el bosque antiguo de referencia. Esto respalda la efectividad de la regeneración natural cuando existen fuentes cercanas de propágulos, cesan las perturbaciones y se conserva parte de la estructura original del bosque. En contraste, las plantaciones de restauración activa presentan una recuperación más incipiente, caracterizada por baja área basal, escasa riqueza y ausencia de plántulas, aunque su corta edad (6–9 años) impide realizar una evaluación definitiva de su éxito a largo plazo.

En conjunto, los resultados sugieren que las estrategias de restauración en el Valle Vodudahue deberían priorizar la conservación de los legados biológicos existentes, promover una mayor diversidad de especies nativas en las plantaciones y mantener programas de monitoreo de largo plazo que permitan evaluar la trayectoria de recuperación de estos ecosistemas frente a los cambios ambientales futuros.

7. Bibliografía:

1. Carmona, M. R., Armesto, J. J., Aravena, J. C., & Pérez, C. A. (2002). Coarse woody debris biomass in successional and primary temperate forests in Chiloé Island, Chile. *Forest Ecology and Management*, 164(1–3), 265–275.
(<https://doi.org/10.1016/S0378-1127%2801%2900602-8>)
2. Chazdon, R.L. (2014). *Second Growth: The Promise of Tropical Forest Regeneration in an Age of Deforestation*. University of Chicago Press, Chicago.
https://www.researchgate.net/publication/270968363_Second_Growth_The_Promise_of_Tropical_Forest_Regeneration_in_an_Age_of_Deforestation_Robin_Chazdon_University_of_Chicago_Press_2014_Pages_xx449_Hardback_12500_ISBN_978-0-226-11791-1_Paperback_4500_ISB
3. Crouzeilles, R., Curran, M., Ferreira, M. S., Lindenmayer, D. B., Grelle, C. E. V., & Benayas, J. M. R. (2016). A global meta-analysis on the ecological drivers of forest restoration success. *Nature Communications*, 7, 11666.(<https://doi.org/10.1038/ncomms11666>)
4. Donoso Zegers, C. (2006). *Las especies arbóreas de los bosques templados de Chile y Argentina: autoecología*. Marisa Cuneo, ediciones.
https://bibliotecadigital.uchile.cl/permalink/56UDC_INST/1r5tlhf/alma991005037459703936
5. Donoso, C. (1993). *Bosques templados de Chile y Argentina*. Editorial Universitaria, Santiago. 484 p.
6. FAO (2011). *Assessing Forest Degradation: Towards the Development of Globally Applicable Guidelines*. Forest Resources Assessment Working Paper 177. Food

and Agriculture Organization of the United Nations, Rome.

<https://www.fao.org/4/i2479e/i2479e00.pdf>

7. Franklin, J. F., Spies, T. A., Van Pelt, R., Carey, A. B., Thornburgh, D. A., Berg, D. R., Lindenmayer, D. B., Harmon, M. E., Keeton, W. S., Shaw, D. C., Bible, K., & Chen, J. (2002). Disturbances and structural development of natural forest ecosystems with silvicultural implications, using Douglas-fir forests as an example. *Forest Ecology and Management*, 155(1–3), 399–423. (<https://doi.org/10.1016/S0378-1127%2801%2900575-8>)
8. Fundación Alerce 3000. (2025). Fundación Alerce 3000: Investigación, educación y silvicultura para la conservación del Valle Vodudahue. Recuperado el 22 de junio de 2026, de <https://fundacionalerce3000.com/>
9. Garreaud, R. D., Boisier, J. P., Rondanelli, R., Montecinos, A., Sepúlveda, H. H., & Veloso-Aguila, D. (2020). The Central Chile Mega Drought (2010–2018): A climate dynamics perspective. *International Journal of Climatology*, 40(1), 421–439. (<https://doi.org/10.1002/joc.6219>)
10. Grubb, P. J. (1977). The maintenance of species-richness in plant communities: The importance of the regeneration niche. *Biological Reviews*, 52(1), 107–145. (<https://doi.org/10.1111/j.1469-185X.1977.tb01347.x>)
11. Harmon, M. E., Franklin, J. F., Swanson, F. J., Sollins, P., Gregory, S. V., Lattin, J. D., Anderson, N. H., Cline, S. P., Aumen, N. G., Sedell, J. R., Lienkaemper, G. W., Cromack, K., & Cummins, K. W. (1986). Ecology of coarse woody debris in temperate ecosystems. (<https://doi.org/10.1016/S0065-2504%2808%2960121-X>)

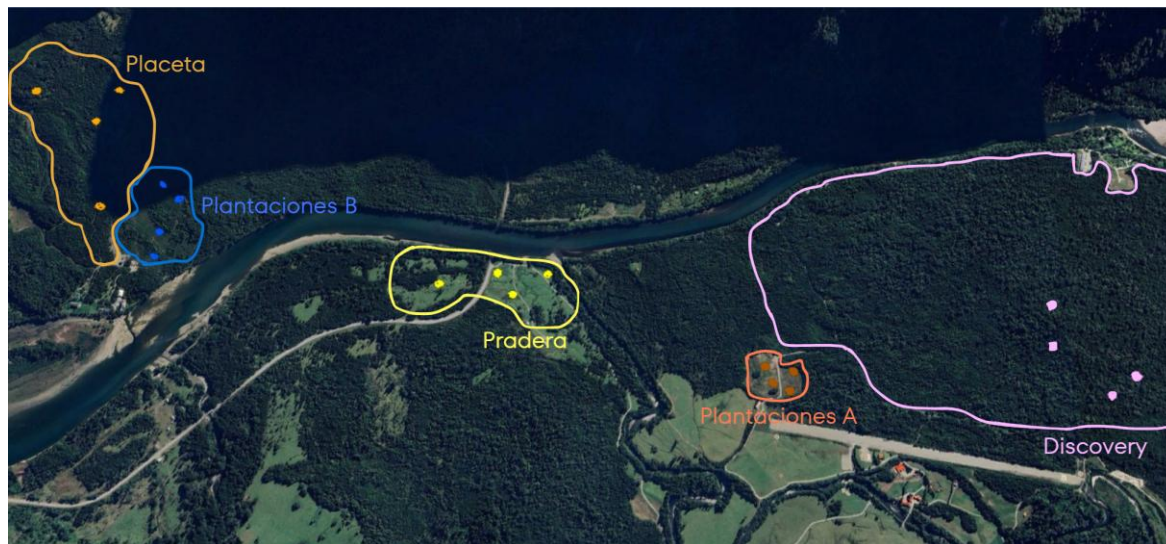
12. Holl, K. D., & Aide, T. M. (2011). When and where to actively restore ecosystems? *Forest Ecology and Management*, 261(10), 1558–1563.
(<https://doi.org/10.1016/j.foreco.2010.07.004>)
13. Holling, C. S. (1973). Resilience and stability of ecological systems. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 4, 1–23.
(<https://doi.org/10.1146/annurev.es.04.110173.000245>)
14. IPCC. (2023). Climate Change 2023: Synthesis Report. Contribution of Working Groups I, II and III to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change (H. Lee & J. Romero, Eds.). IPCC, Geneva, Switzerland.
<https://www.ipcc.ch/report/ar6/syr/>
15. Johnstone, J. F., Allen, C. D., Franklin, J. F., Frelich, L. E., Harvey, B. J., Higuera, P. E., Mack, M. C., Meentemeyer, R. K., Metz, M. R., Perry, G. L. W., Schoennagel, T., & Turner, M. G. (2016). Changing disturbance regimes, ecological memory, and forest resilience. (<https://doi.org/10.1002/fec.1311>)
16. Lara, A. (1998). Alerces: gigantes milenarios del bosque chileno. En: Hoffman, A. (ed.). *La tragedia del bosque chileno*. Ocho Libros Editores Ltda., Santiago. pp. 94–101.
17. Lara, A., Donoso, C. y Aravena, J.C. (2003). La conservación del bosque nativo de Chile: problemas y desafíos. En: Donoso, C. y Lara, A. (eds.). *Silvicultura de los bosques nativos de Chile*. Editorial Universitaria, Santiago. pp. 525–572.
18. Lara, A., Echeverría, C., Thiers, O., Huss, E., Escobar, B., Tripp, K., Zamorano, C. y Altamirano, A. (2008). Restauración ecológica de coníferas longevas: el caso de alerce (*Fitzroya cupressoides*) en el sur de Chile. En: González-Espinosa, M., Rey-Benayas, J.M. y Ramírez-Marcial, N. (eds.). *Restauración de bosques en América*

- Latina. Editorial Mundi-Prensa, Ciudad de México. pp. 39–56.
https://www.researchgate.net/publication/232956611_Restauracion_ecologica_de_coniferas_longevas_el_caso_del_alerce_Fitzroya_cupressoides_en_el_sur_de_Chile
19. Museo de Historia Natural de Concepción. (2020, 7 de septiembre). El Alerce.
<https://www.mhnconcepcion.gob.cl/noticias/el-alerce>
20. Ohse, B., y cols. (2023). Demographic synthesis for global tree species conservation
<https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0169534723000174>
21. Pérez, C. A., Armesto, J. J., Torrealba, C., & Carmona, M. R. (2003). Litterfall dynamics and nitrogen use efficiency in two evergreen temperate rainforests of southern Chile. *Austral Ecology*, 28(6), 591–600. <https://doi.org/10.1046/j.1442-9993.2003.01315.x>
22. Poorter, L., Craven, D., Jakovac, C. C., van der Sande, M. T., Amissah, L., Bongers, F., et al. (2021). Multidimensional tropical forest recovery. *Science*, 374(6573), 1370–1376. (<https://doi.org/10.1126/science.abh3629>)
23. Poorter, L., et al. (2023). Successional theories. *Biological Reviews*, 98(6), 2049–2077. <https://doi.org/10.1111/brv.12995>
24. Rojas Larraín, V.A. (2024). Caracterización del estado de desarrollo de plantaciones de alerce (*Fitzroya cupressoides* (Mol.) Johnst.) en tres diferentes sitios de las regiones de Los Ríos y Los Lagos, Chile. Tesina de Titulación, Facultad de Ciencias Forestales y Recursos Naturales, Universidad Austral de Chile, Valdivia. 41 p. https://fundacionalerce3000.com/wp-content/uploads/2025/08/Tesina--Valentina-Rojas-Larrain_FINAL.pdf

25. Veblen, T. T. (1995). [Rev. of Bosques templados de Chile y Argentina: variación, estructura y dinámica]. *Journal of Vegetation Science*, 6(4), 602–603.
<https://doi.org/10.2307/3236362>
26. Villagrán, C. e Hinojosa, L.F. (1997). Historia de los bosques del sur de Sudamérica, II: Análisis fitogeográfico. *Revista Chilena de Historia Natural*, 70, 241–267.
https://rchn.biologiachile.cl/pdfs/1997/2/Villagran_&_Hinojosa_1997.pdf
27. White, P.S. y Pickett, S.T.A. (1985). Natural disturbance and patch dynamics: an introduction. En: Pickett, S.T.A. y White, P.S. (eds.). *The Ecology of Natural Disturbance and Patch Dynamics*. Academic Press, Orlando. pp. 3–13.
https://www.researchgate.net/publication/313577084_Natural_Disturbance_and_Patch_Dynamics_An_Introduction
28. Wolodarsky-Franke, A. y Lara, A. (2005). The role of "forensic" dendrochronology in the conservation of alerce (*Fitzroya cupressoides* (Molina) Johnston) forests in Chile. *Dendrochronologia*, 22(3), 235–240.
<https://doi.org/10.1016/j.dendro.2005.05.008>

8. Anexo

Figura 1: Imagen de Google earth dónde se marca las parcelas realizadas en cada sector.



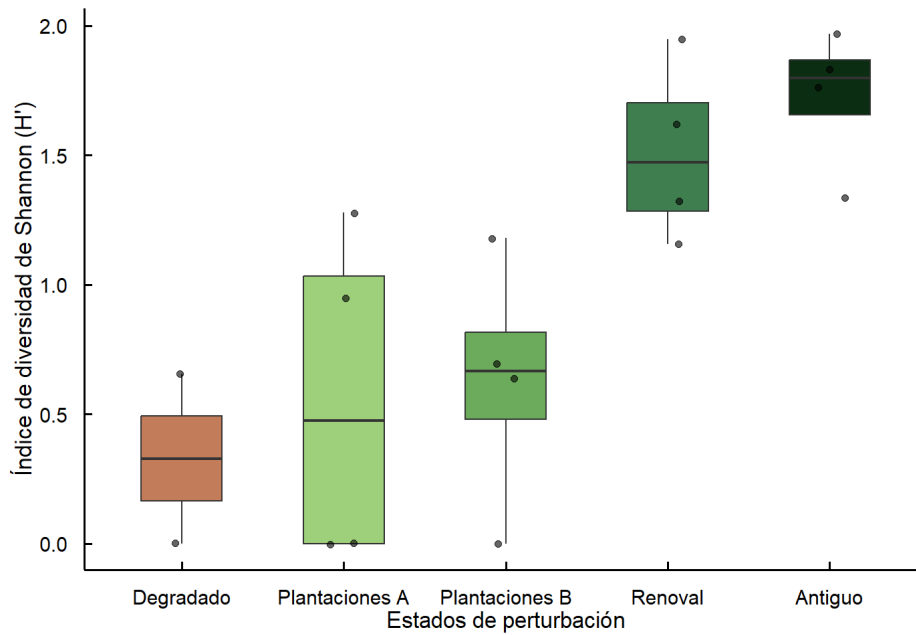
Ubicación de los cinco sitios de estudio y las 20 parcelas de muestreo en el Valle Vodudahue, Región de Los Lagos (aprox. 42°S). Se indican los cinco sectores y las cuatro parcelas correspondiente Fuente: elaboración propia en Google earth a partir de datos georreferenciados con SW Maps y GAIA.

Figura 2: Registro fotográfico de las parcelas de cada sector. A) corresponde al bosque antiguo, B) a Renoval, C) a plantaciones 2016 y D) a pradera Degradada.



A) Presencia de quila (*Chusquea* spp.) y helechos en el interior del bosque Antiguo Discovery. B) en el Renoval se aprecia un dosel arbóreo de menor densidad y complejidad que el bosque Antiguo. C) Plantaciones B (sector pozo lastre) dónde se observan los árboles plantados y la cobertura del suelo de pasto seco. D) Se presenta la acumulación superficial de agua en las parcelas del sitio Degradado (sector MV), generada por la compactación del suelo asociada al tránsito bovino. Se observa la dominancia de juncos (*Juncus* sp.) y la ausencia de vegetación arbórea o arbustiva. Valle Vodudahue, 2026.

Figura 3:



Índice de diversidad de Shannon-Wiener (H') por tipo de bosque (n = 4 parcelas por sitio).

Los boxplots representan mediana y rango intercuartílico. Letras distintas indican diferencias significativas (Dunn, BH; p ajustado $\leq 0,047$).

Figura 4: Registro fotográfico de Plantaciones A



Se ve representada las plantaciones restaurativas A, la foto de la izquierda corresponde al año 2017 cuando se realizó la plantación y la de la derecha al año 2025, dónde se observó regeneración natural de Tiaca (*Caldecluvia paniculata*), creciendo bajo helecho costilla de vaca (*Blechnum chilense*).