



UNIVERSIDAD DE CHILE

FACULTAD DE CIENCIAS AGRONÓMICAS

ESCUELA DE POSTGRADO

**EVALUACIÓN DEL ESTADO DE ALTERACIÓN DE LOS BOSQUES
MAULINOS COSTEROS MEDIANTE SERIES TEMPORALES
LANDSAT Y LIDAR SATELITAL GEDI**

Tesis para optar al Título Profesional de Ingeniero en Recursos Naturales
Renovables y al Grado de Magíster en Gestión Territorial de Recursos
Naturales

SEBASTIÁN RODRIGO LANDEROS ESPINA

SANTIAGO - CHILE
2023

UNIVERSIDAD DE CHILE
FACULTAD DE CIENCIAS AGRONÓMICAS
ESCUELA DE POSTGRADO

**EVALUACIÓN DEL ESTADO DE ALTERACIÓN DE LOS BOSQUES MAULINOS
COSTEROS MEDIANTE SERIES TEMPORALES LANDSAT Y LIDAR SATELITAL
GEDI**

Tesis presentada como parte de los requisitos para optar al Título Profesional de
Ingeniero en Recursos Naturales Renovables y al Grado de Magíster en
Gestión Territorial de Recursos Naturales.

SEBASTIÁN RODRIGO LANDEROS ESPINA

		Calificaciones
GUIA DE TESIS		
Alvaro Gutiérrez Ilabaca Ingeniero Forestal, Dr.		6,8
Mauricio Galleguillos Torres Ingeniero Agrónomo, Dr		6,8
PROFESORES CONSEJEROS		
Luis Morales Salinas Físico, Dr.		6,8
Horacio Bown Intveen Ingeniero Forestal, Dr.		7,0

Santiago, Chile
2023

AGRADECIMIENTOS

En primer lugar, quiero agradecer a mi familia; papá, mamá, hermanos, tíos, primos y abuelos, ya que sin ustedes nada sería posible. Son un pilar fundamental en mi vida. Valoro cada apoyo, ánimo, sonrisas y la comprensión que tuvieron durante todo mi proceso. Asimismo, agradezco a mi pareja “Isidodita” por siempre alentarme, darme mi espacio para avanzar y entregarme afecto cuando más lo necesitaba. Estoy muy orgulloso de cómo hemos crecido durante estos años y la hermosa relación que conformamos y construimos día a día juntos. Esta tesis es un fiel reflejo y testimonio de nuestro amor y compromiso mutuo, por todos los obstáculos que hemos superado. En definitiva, gracias por tu amor inquebrantable. Te amo hoy y siempre.

Posteriormente, agradezco a mis profesores Alvaro y Mauricio, por su orientación experta y apoyo durante lo que conllevó la investigación. Su paciencia, correcciones, consejos, y financiamiento en los terrenos. Sin la mentoría que he recibido de su parte, no estaría donde estoy hoy. A su vez, valoro los momentos de distensión los cuales nos han servido para reconocernos integralmente, pues, ha sido significativo conocer sus historias y sus arduos caminos, son una fuente de inspiración para mí.

A los miembros del ex LABMME (Lucas, Elizabeth, Fernando) y del laboratorio Bosque Ciencia (Vinci, Javier, Moisés, Constanza), quiero honrar su paciencia, consejos y buena voluntad. Fue un gusto poder compartir con ustedes, atesoré todos los momentos.

De igual forma, a mis amigos: Gustavo, Aaron, Deelan, Guille y Valeria; nos conocimos mejor en el summer school y desde entonces hemos formado unas bellas amistades. Anhele que sigamos manteniendo estos lazos en el futuro. Por otro lado, quiero mencionar a mi amiga del alma Nicole, quien me ayudó en todo el proceso, gracias por tanto apañe, cuenta siempre conmigo. Gonzalo, mi amigo querido del colegio, te dedico esta línea jaja, gracias por la ayuda mi estimado.

Por consiguiente, valoro a cada uno de los integrantes de mi querido equipo de entrenamiento TIM, entrenar con ustedes fue importante para no intoxicarme de cortisol, espero sigamos progresando. Menciono especialmente a Hugo y Pablo, solo diré: ¡SÚBELA! ustedes entenderán. Con relación al ex “TEAM OP” dedicarle estas palabras: los quiero... Sin duda verlos crecer desde mi infancia hasta hoy, acontece un sentir profundo en mi alma.

A quienes no pude nombrar específicamente en estos agradecimientos, les envío mi más profunda gratitud. Personas que me acompañaron en terrenos, otros amigos y familiares, el impacto y apoyo que han tenido en este viaje académico permanecerá en mi corazón.

Para finalizar, quiero tomarme el tiempo de agradecer al Instituto de Ecología y Biodiversidad (IEB), Proyecto ANID PIA/BASAL FB210006, y al Proyecto FONDECYT 1210932 de Mauricio Galleguillos por el financiamiento de esta investigación. En efecto, valoro que me hayan brindado esta oportunidad.

DEDICATORIA

Hay varias personas a quienes me gustaría dedicar este trabajo, mi pareja y familiares, sepan que los amo mucho. Sin embargo, me quiero tomar este espacio para dedicarle unas palabras a mi abuelo, quién ya no está físicamente presente, pero cuyo espíritu y legado sigue en mí.

Abuelo, desde que era pequeño me enseñaste la importancia del esfuerzo, la pasión por el conocimiento y la perseverancia. Aunque ya no estés aquí para presenciar mi logro, quiero que sepas que fuiste una pieza importante para llegar donde estoy. Te agradezco cada historia compartida, cada lección y consejo de vida que brindaste. Gracias por tu cariño y por tu amor.

Te extraño profundamente, sé que desde arriba estarás orgulloso de mí.

Con todo mi amor,

Sebastián.

ÍNDICE DE CONTENIDOS

MARCO TEÓRICO Y REVISIÓN BIBLIOGRÁFICA	1
Los bosques y sus estados de alteración.....	1
El bosque Maulino costero	2
Mapeo de la alteración de los bosques	4
OBJETIVOS	6
Objetivo General	6
Objetivos Específicos	6
MATERIALES Y MÉTODOS	7
Área de estudio	7
Métodos	8
Descripción de los datos satelitales LiDAR GEDI.....	9
Procesamiento y limpieza de los datos GEDI.....	10
Identificación del estado de alteración de los rodales muestreados del Bosque Maulino costero mediante datos Landsat (Landtrendr).....	12
Verificación de terreno	14
Variables medidas en terreno	14
Evaluación de la metodología para identificar el estado de alteración (Landtrendr) ...	15
Caracterización y comparación de la estructura de bosques intactos y alterados.....	16
Estimación de la altura de los árboles	16
Comparación de la estructura de parcelas intactas y alteradas	17
Modelo predictivo para el estado de alteración del bosque: regresión logística binaria multivariante (RLBM)	18
Aumento del tamaño de la muestra.....	18
Métricas de la estructura del bosque derivadas de GEDI	19
Evaluación de GEDI con datos empíricos	21
Selección de métricas GEDI	21
Calibración y validación del modelo.....	22
RESULTADOS	23
Identificación de rodales intactos y alterados a partir de datos Landsat (Landtrendr).....	23
Bosques estudiados <i>in situ</i> para la verificación de terreno.....	24
Evaluación de la metodología para identificar el estado de alteración (Landtrendr) con las mediciones <i>in situ</i>	26
Funciones alométricas para predecir la altura	27

Comparación de la estructura de parcelas intactas y alteradas.....	28
Modelo de regresión logística binaria multivariante	29
Evaluación de observaciones satelitales GEDI con datos empíricos.....	30
Selección de métricas GEDI	30
Desempeño del modelo.....	31
Espacialización del modelo predictivo al área de estudio	32
DISCUSIÓN	34
Landtrendr como herramienta para identificar el estado de alteración de los bosques	35
Estructura de bosques Maulinos costeros intactos y alterados.....	36
Bosques Maulinos costeros, sus estados de alteración y LiDAR GEDI: insumos para la restauración y conservación	36
Rehabilitación, restauración y conservación de los bosques Maulinos costeros	37
Recomendaciones para el uso de los mapas sobre el estado de alteración	38
¿Podría la metodología Landtrendr ser suficiente para mapear el estado de alteración de los bosques?.....	38
CONCLUSIONES	40
LITERATURA CITADA.....	41
APÉNDICES	54

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1. Área de estudio: Bosque Maulino costero. En la leyenda los “rodales de bosque nativo” son los delimitados por el LABMME el año 2022 (no publicado), usados en la extrapolación del modelo predictivo sobre el estado de alteración. En cambio, el “bosque nativo (CONAF, 2017b)” es el delimitado por el Catastro Vegetacional de CONAF.	8
Figura 2. Diagrama resumen del método utilizado en la presente investigación. Las flechas continuas guían el orden cronológico principal de la investigación, en cambio, las flechas punteadas indican que hubo procedimientos en donde se utilizó información de ítems donde inicia la flecha hacia ítems donde termina.	9
Figura 3. Láseres y patrones de los haces GEDI. Tenga en cuenta que las distancias no son a escala.	10
Figura 4. Distribuciones de la magnitud Landtrends de la pérdida y recuperación del dosel por rodal. $p < 0,05$ (*); $p < 0,01$ (**); $p < 0,001$ (***). Los datos están ordenados en orden descendente de acuerdo con la mediana de la pérdida del dosel. El rodal llamado “Referencia*” es la muestra de referencia.	24
Figura 5. Función alométrica de la relación entre el DAP y la altura del hualo y el peumo. En los gráficos se puede observar el error cuadrático medio (RMSE), el error absoluto medio (MAE) y el sesgo porcentual (PBIAS).	27
Figura 6. Comparación entre la altura máxima GEDI (rh_{100}) y la altura máxima medida en terreno. En el gráfico se pueden observar el coeficiente de correlación de Pearson (r), el error absoluto medio (MAE), el error cuadrático medio (RMSE) y el sesgo porcentual (PBIAS).	30
Figura 7. Modelo predictivo especializado en los haces GEDI. Se añadió la huella del mega-incendio ocurrido el primer trimestre de 2023 (Duran, 2023; NASA FIRMS, s.f.) para considerar la última gran perturbación en el área de estudio, debido a que se identificaron con Landtrends las perturbaciones hasta el año 2022. Por lo tanto, hay haces clasificados como intactos que por este incendio son alterados actualmente.	32
Figura 8. Modelo predictivo especializado a nivel de rodal. Se añadió la huella del mega-incendio ocurrido el primer trimestre de 2023 (Duran, 2023; NASA FIRMS, s.f.) para considerar la última gran perturbación en el área de estudio, debido a que se identificaron con Landtrends las perturbaciones hasta el año 2022. Por lo tanto, hay rodales clasificados como intactos que por este incendio son alterados actualmente.	33

ÍNDICE DE CUADROS

Cuadro 1. Conjuntos de especies para las funciones alométricas de relación DAP-altura. .	17
Cuadro 2. Grupos de métricas similares para evaluarlas con el coeficiente de correlación de Spearman.....	22
Cuadro 3. Características de los rodales estudiados.....	25
Cuadro 4. Comparación entre los indicadores de la alteración y los rodales alterados según Landtrendr.	26
Cuadro 5. Valores de parámetros y estadísticos de las funciones alométricas de la relación entre el DAP y la altura.	28
Cuadro 6. Principales características y diferencias estructurales de las parcelas de bosques intactos y alterados.....	29
Cuadro 7. Significancia estadística de los parámetros de las regresiones logísticas binarias que relacionan el estado de alteración con distintas métricas sobre la estructura vertical y horizontal de las parcelas.	29
Cuadro 8. Matriz de confusión de la validación cruzada de Monte Carlo del modelo de regresión logística binaria.	32
Cuadro 9. Evaluación del desempeño del modelo a escala de rodal.....	34

APÉNDICES

Apéndice 1. Parametrización por defecto en Landtendr.....	54
Apéndice 2. Comparación de variables estructurales entre las parcelas usadas en esta investigación del rodal 18 y las 13 parcelas externas al estudio del LABMME del mismo rodal.....	54
Apéndice 3. Intervalo de confianza del 95% del p valor de la prueba U de Mann-Whitney al comparar los rodales con la muestra de referencia (Referencia) con 100 iteraciones.	55
Apéndice 4. Cantidad y porcentaje de árboles por especie del total de parcelas muestreadas.	56
Apéndice 5. P valor y significancia de las métricas GEDI evaluadas para los estados de alteración.	57
Apéndice 6. Correlación entre las 10 métricas GEDI seleccionadas para evaluar en el modelo.	59
Apéndice 7. curva del espesor del follaje promedio: para haces intactos y alterados.	60

RESUMEN

El bosque Maulino costero es un ecosistema con alto valor de conservación dado su alto grado de endemismo y por estar en riesgo de colapso dado su intenso historial de cambio de uso de suelo y la presencia creciente de incendios. Identificar los bosques intactos y alterados podría ser un gran insumo para la toma de decisiones sobre conservación y restauración. En esta investigación se desarrolló una metodología para evaluar el estado de alteración (intacto y alterado) de los bosques Mulinos costeros mediante sensores remotos de tipo activo (GEDI) y pasivo (Landsat). El desarrollo metodológico consistió en identificar el estado de alteración de rodales con haces GEDI, para esto se utilizó un análisis de series temporales de imágenes Landsat usando el algoritmo Landtrendr con el índice *Normalized Burn Ratio* (NBR) considerando el periodo 1984-2022. Luego se seleccionaron rodales con distintos grados de alteración para realizar parcelas en terreno de 706 m² donde se registraron el número de tocones y signos de incendios para evaluar la congruencia con Landtrendr. También se caracterizó la estructura de parcelas en bosques intactos y alterados. Por último, se creó un modelo de regresión logística con el uso de métricas GEDI para predecir la condición de alterado o no alterado. Se encontró que: Landtrendr es apropiado para identificar el estado intacto y alterado de los rodales; los bosques intactos presentan mayor biomasa, junto con árboles con más altura y DAP que los alterados; además, el modelo predictivo del estado de alteración tuvo una exactitud del 66,67%. Estos análisis permitieron hallar 3 rodales intactos con una superficie > 90 ha, los que podrían ser candidatos para la conservación como áreas protegidas estatales o privadas. GEDI demostró ser adecuado para evaluar el estado de alteración en bosques caducifolios fragmentados con topografía compleja.

Palabras claves: Bosques intactos, Modelación, Teledetección, Landtrendr, *Nothofagus glauca*.

ABSTRACT

The coastal Maulino forest is an ecosystem of high conservation value due to its high degree of endemism and its risk of collapse, given its intense history of land use change and the increasing presence of fires. Identifying intact and altered forests could provide valuable input for conservation and restoration decision-making. This research developed a methodology to assess the alteration status (intact and altered) of coastal Maulino forests using active remote sensors (GEDI) and passive remote sensors (Landsat). The methodological development involved identifying the alteration status of stands using GEDI data, for which a time series analysis of Landsat images was used with the Landtrendr algorithm and the Normalized Burn Ratio (NBR) index for the period 1984-2022. Stands with different degrees of alteration were then selected for field plots of 706 m², where the number of stumps and fire signs were recorded to assess congruence with Landtrendr. The structure of plots in intact and altered forests was also characterized. Finally, a logistic regression model using GEDI metrics was created to predict the altered or unaltered condition. It was found that: Landtrendr is suitable for identifying the intact and altered state of stands; intact forests have greater biomass, along with taller trees and larger diameter at breast height (DAP) than altered ones; additionally, the predictive model of the alteration state achieved an accuracy of 66.67%. These analyses allowed for the identification of 3 intact stands with an area > 90 ha, which could be candidates for conservation as state or private protected areas. GEDI proved to be appropriate for assessing the alteration state in fragmented deciduous forests with complex topography.

Keywords: Intact forests, Modeling, Remote sensing, Landtrendr, *Nothofagus glauca*.

MARCO TEÓRICO Y REVISIÓN BIBLIOGRÁFICA

Los bosques y sus estados de alteración

Es de interés mundial la protección de los bosques debido a su importancia como sostenedores de la biodiversidad terrestre y la mitigación del cambio climático. Sin embargo, hoy en día existen altas tasas de deforestación y degradación de estos ecosistemas, mayormente en países en vías de desarrollo (Mackey *et al.*, 2014; UN DESA, 2021). Se han definido como amenazas para los bosques aquellas actividades humanas que alteran la estructura y dinámica de los ecosistemas, provocando con ello pérdidas en la provisión de sus servicios ecosistémicos (Battisti *et al.*, 2016). Al año 2009, solo el 18% de los bosques del mundo no tenían presión humana detectable, presentando una disminución del 35% desde 1993 (Venter *et al.*, 2016; Tyukavina *et al.*, 2016; Potapov *et al.*, 2017) y al menos el 59% tiene una integridad ecológica baja o media (Grantham *et al.*, 2020). Ante los rápidos cambios actuales, es relevante estudiar las perturbaciones antrópicas sobre los bosques para apoyar los esfuerzos de conservación y restauración (Sutherland, 2006; Battisti *et al.*, 2016).

El concepto de perturbación se refiere a fenómenos discretos en el tiempo (Pickett y White, 1985), de origen antrópico o natural, tales como los incendios naturales o antrópicos, la tala, el cambio de uso de suelo, la herbivoría/pastoreo, los aluviones, los deslizamientos de tierras, la actividad volcánica, la agricultura itinerante entre otros (Frolking *et al.*, 2009; FAO, 2011). Estos fenómenos pueden suceder a distintas intensidades, frecuencias y escalas -temporales y espaciales- con las que afectarán en mayor o menor medida a un ecosistema (Pickett y White, 1985; Attiwill, 1994; Frolking *et al.*, 2009), pudiendo causar alteración en la composición y atributos estructurales (Ramírez-Marcial *et al.*, 2001; Mishra *et al.*, 2004; Liira *et al.*, 2007).

La influencia humana sobre los bosques es omnipresente (Peterken, 1996; Rouvinen y Kouki, 2008), generando perturbaciones que modifican su estructura, composición y funcionamiento. Sin embargo, se puede entender a los bosques como intactos cuando estos no presentan signos de actividad humana significativa detectables en los últimos 50 años, y que presentan una estructura heterogénea que permita inferir que se ha desarrollado de forma natural (Rouvinen y Kouki, 2008; Gutiérrez *et al.*, 2009; Potapov *et al.*, 2017; Gutiérrez *et al.*, 2021). Algunos estudios han evidenciado que la estructura de los bosques en Chile puede ser útil para caracterizar distintos estados de perturbación (e.g. Armesto *et al.*, 2009; Gutiérrez *et al.*, 2021; Fajardo *et al.*, 2022). Cuando un bosque es alterado por perturbaciones antropogénicas, este pierde atributos estructurales que lo caracterizan, por ejemplo, Caviedes e Ibarra (2017) encontraron que distintos tratamientos de perturbación (incendios, tala, herbivoría y combinaciones) tuvieron diferencias significativas en un índice de complejidad estructural compuesto por el área basal, la densidad del sotobosque, la densidad de árboles muertos en pie, el volumen de restos leñosos gruesos y la profundidad de la hojarasca.

Por otra parte, la evidencia ha demostrado que, comparativamente, los bosques intactos son más efectivos que los bosques significativamente alterados respecto a: la mitigación del cambio climático, la conservación de la biodiversidad, el suministro del agua, la protección de las culturas y medios de vida indígenas (Fa *et al.*, 2020) y mantenimiento de la salud humana (Watson *et al.*, 2018). Para apoyar la toma de decisiones y conocer en qué sitios

enfocar los recursos humanos y financieros limitados en materia de conservación y restauración, es relevante poder mapear los bosques intactos, por ello en la presente investigación se utilizará la clasificación de “bosque intacto” y “bosque alterado” como estados de alteración del bosque Maulino costero, utilizando variables estructurales como predictores para estos estados, de modo de poder predecir potenciales zonas con bosque intacto.

El bosque Maulino costero

El bosque Maulino costero se encuentra distribuido entre las latitudes 35° a 37°S, por la cordillera de la Costa en las regiones del Maule y el Ñuble de Chile (Bustamante *et al.*, 2005). Este es parte de uno de los 36 hotspot de biodiversidad global por su alto grado y cantidad de endemismos (44% de las especies según el sondeo botánico de Arnold *et al.* (2009)) y por sus altas pérdidas de vegetación original por acciones antrópicas (Arroyo *et al.*, 2006). Lara *et al.* (2012) estima que se ha perdido el 78,1 y 64,4% de la cobertura de bosque nativo para las regiones del Maule y ex-Bío Bío (Ñuble y Bío Bío actual) respectivamente previo a la colonización española (cerca de 1550 D.C.).

Se reconoce que los principales factores antrópicos que han causado cambios en los ecosistemas de estas regiones son: las plantaciones exóticas para la zona costera, la ampliación de la frontera agrícola en la depresión central y el cambio a pastizales y matorrales para la ganadería en los ecosistemas montañosos (Echeverría *et al.*, 2006; Lara *et al.*, 2012; MMA, 2014; Alaniz *et al.*, 2016).

Hacia las últimas décadas, uno de los principales impulsores de cambio sobre la pérdida del bosque nativo en las zonas costeras del Maule y Ñuble ha sido el Decreto de Ley 701 del año 1974, el que actuó como un incentivo económico para la expansión de la industria forestal, subsidiando el reemplazo de bosque nativo a plantaciones forestales (Lara *et al.*, 2018; Miranda, 2018; Heilmayr *et al.*, 2020). Echeverría *et al.* (2006) entre los años 1979 y 2000 estimaron una pérdida del 67% para gran parte de la zona costera del Maule y una pequeña zona costera del Ñuble.

Estas altas pérdidas de bosques en estas zonas a lo largo del tiempo han fragmentado fuertemente al bosque Maulino costero, restringiendo su superficie, en su mayoría, a pequeños parches (< 100 ha) adyacentes a plantaciones monoespecíficas de especies arbóreas exóticas (principalmente *Pinus radiata*) (Echeverría *et al.*, 2006). Estas nuevas condiciones de fragmentación podrían generar ambientes más secos, luminosos y calurosos (Kapos, 1989; Murcia, 1995), afectando significativamente el reclutamiento arbóreo (Laurance *et al.*, 1998), además de disminuir generalmente la riqueza de especies nativas (Benítez-Malvido y Martínez-Ramos, 2003; Rojas *et al.*, 2011; Mullu, 2016) y favorecer la invasión de especies exóticas circundantes (Brothers y Spingarn 1992; Rojas *et al.*, 2011; Gómez *et al.*, 2019).

Sin embargo, la riqueza en los parches del bosque Maulino costero no ha disminuido, debido a que las plantaciones forestales adyacentes podrían estar atenuando los efectos bordes al alcanzar una altura similar al bosque nativo (a los 10 años aproximadamente después de la tala y siembra), permitiendo la supervivencia de especies nativas (Bustamante *et al.*, 2005;

Becerra y Simonetti, 2020). Por lo tanto, estos parches constituyen áreas con un alto valor de conservación (Bustamante *et al.*, 2005; Becerra y Simonetti, 2020).

No obstante, en la zona centro-sur de Chile (31-45°S) ha habido un aumento constante y significativo en el número de incendios (99% de origen antrópico) desde 1976 (González *et al.*, 2011; Urrutia-Jalabert *et al.*, 2018). Las condiciones de sequía actuales y futuras, menores precipitaciones y mayores temperaturas de verano (Urrutia-Jalabert *et al.*, 2018), provocan una mayor amenaza de incendios (González *et al.*, 2020). Asimismo, la matriz de plantaciones forestales genera un incremento y continuidad del material combustible, favoreciendo eventos de mayor magnitud (Díaz-Hormazábal y González, 2016; McWethy *et al.*, 2018; González *et al.*, 2020).

Al comparar los periodos 2000-2009 y 2010-2018, se evidencia un aumento significativo en la superficie quemada de bosque nativo entre las regiones de Coquimbo y Bío-Bío, destacando el incremento de 539% de la región del Maule (Lara *et al.*, 2018). Este incremento se explica por los incendios ocurridos en verano de 2017, los más grandes de las últimas 6 décadas de registro (Ubeda y Sarricolea, 2016; De la Barrera y Ruiz, 2017), siendo la mayor superficie quemada en las regiones del Maule (280,106 ha) y ex-Bío Bío (99,480 ha) (Barrera *et al.*, 2017; CONAF, 2017a). Por lo tanto, existe una gran incertidumbre respecto al futuro de los bosques Mulinos, su estructura ha sido severamente modificada en diversas zonas, generando condiciones que facilitan la invasión de *Pinus radiata* debido a una menor cobertura de dosel, que genera micrositios luminosos que aprovecha esta especie intolerante a la sombra, además, el fuego es un desencadenante para la liberación y germinación de sus semillas (Gómez *et al.*, 2019).

Los sucesos históricos antes mencionados del bosque Mulinos costero y sus alrededores han llevado la mayor parte de estos bosques a distintas categorías de amenaza por la Red List Ecosystem de la UICN (Alaniz *et al.*, 2016), es decir, estos ecosistemas están amenazados de llegar al colapso o el punto en el que un ecosistema se transforma en uno diferente (IUCN, 2016). El MMA el año 2015 también evaluó con los criterios de la UICN los ecosistemas de Chile, categorizando las zonas del bosque Mulinos costero “en estado crítico”, posicionándose como uno de los ecosistemas con mayor riesgo del país (MMA, 2019).

Contrariamente, la representatividad de estos bosques en el Sistema Nacional de Áreas Protegidas del Estado (SNASPE) de Chile es escasa, contando con dos Reservas Nacionales: (1) Los Ruiles y (2) Los Queules, que protegen 265,5 ha en conjunto, es decir, un 7,5% del bosque nativo según el Catastro de Recursos Vegetacionales Nativos de Chile (desde ahora Catastro Vegetacional) de CONAF (2017b) en los pisos 49 y 50 de Luebert y Pliscoff (2018), donde se emplaza casi la totalidad del bosque Mulinos costero (MMA, s.f; Bustamante *et al.*, 2005; Pliscoff y Fuentes-Castillo, 2011). Es por esto que es de suma relevancia identificar, caracterizar y priorizar áreas de estos remanentes de bosques fragmentados fuera de las áreas protegidas, poniendo énfasis en aquellos bosques intactos que poseen un mayor valor de conservación (Watson *et al.*, 2018) y de esta forma se pueda asegurar la persistencia del bosque Mulinos costero en el futuro.

En materia de priorización de áreas para la conservación y/o restauración se han realizado diversos estudios a lo largo del tiempo en la zona del bosque Mulinos costero. Estos (e.g. CONAMA, s.f.; CONAMA, 2002; Romero, 2003; Arnold *et al.*, 2009; Echeverría *et al.*, 2018) se basan en criterios como el endemismo, biodiversidad, biocalidad (Arnold *et al.*,

2009), presencia de especies en categoría de conservación, amenazas, pristinidad (aunque sin metodología específica para ello, solo recopilando información disponible (CONAMA, 2002)), entre otros. Estos criterios son construidos generalmente con diagnósticos de la información publicada hasta el momento (CONAMA, s.f ;CONAMA, 2002), consulta a expertos (CONAMA, s.f; CONAMA, 2002; Echeverría *et al.*, 2018), análisis satelitales (e.g. N° pisos vegetacionales de Luebert y Pliscoff (2018) presentes para la diversidad de ecosistemas, Echeverría *et al.* (2018)) (Romero, 2003), talleres participativos (CONAMA, s.f; Echeverría *et al.*, 2018) o toma de muestras en terreno (Arnold *et al.*, 2009). Sin embargo, hasta donde se conoce, ni en estos estudios ni en otras investigaciones se han identificado los estados de alteración para los bosques Maulinos costeros.

Mapeo de la alteración de los bosques

La teledetección se ha ido desarrollando rápidamente a lo largo de las últimas décadas, apoyado por los nuevos satélites de libre acceso enviados al espacio que permiten obtener datos con una mejor resolución espacial, espectral y temporal (COPERNICUS, 2018). Esto ha permitido generar productos globales tales como mapas de: cambio de cobertura de alta resolución (30 m, Hansen *et al.*, 2013), bosques no perturbados y no fragmentados en el periodo 2000-2012 (Tyukavina *et al.*, 2016) y paisajes de bosques intactos (Potapov *et al.*, 2017). Si bien estos mapas son buenos a escala global, al llevarlo a escala regional, muchas veces los datos son gruesos e imprecisos (Sloan *et al.*, 2014). Para Chile, Potapov *et al.* (2017) identifica la mayor parte de los paisajes de bosques intactos en la zona sur-austral, con la presencia de un parche de bosque intacto compartido entre la región del Maule y Ñuble en la cordillera de los Andes (GFW, 2019). Sin embargo, para la mayor parte del hotspot de biodiversidad de Chile no encuentra bosques intactos por el tamaño mínimo de parche utilizado (área > 500 km²).

Alrededor del mundo existen varios estudios a nivel regional que identifican la perturbación en los bosques utilizando sensores remotos (e.g. Cohen *et al.*, 2017; Hirschmugl *et al.*, 2017; Hislop *et al.*, 2019) o bosques degradados (e.g. Souza *et al.*, 2003; Hirschmugl *et al.*, 2014; Haywood *et al.*, 2016), también hay enfoques similares que estudian los bosques antiguos (e.g. Spracklen y Spracklen, 2019; Spracklen y Spracklen, 2021) o los bosques naturales (e.g. Sverdrup-Thygeson *et al.*, 2016; Gyamfi-Ampadu *et al.*, 2020; Koskikala *et al.*, 2020), donde en ambos está la influencia antrópica dentro de su definición. Gran parte de estos estudios utilizaron sensores remotos ópticos (e.g. Landsat y Sentinel, disponibles públicamente), en su mayoría, analizando mediante series temporales, siendo esta la categoría más prometedora para mapear la degradación (Hirschmugl *et al.*, 2017).

Respecto del análisis de series temporales, la herramienta de Google Earth Engine (GEE) llamada Landtredr (Landsat-based detection of Trends in Disturbance and Recovery) es un conjunto de algoritmos de segmentación espectro-temporal de imágenes Landsat que intenta aislar la trayectoria temporal de la reflectancia espectral eliminando el ruido intra-anual. Esta herramienta ha demostrado ser adecuada para detectar eventos de perturbación en cuanto a talas e incendios de distintas intensidades (Grogan *et al.*, 2015; Nguyen *et al.*, 2018; Vogeler *et al.*, 2020; Rodman *et al.*, 2021). Además, al ser de GEE permite realizar el procesamiento

de los datos en la nube, pudiendo superar limitaciones de hardware que carezcan de la potencia suficiente (Gorelick *et al.*, 2017).

No obstante, una de las principales limitaciones de los sensores ópticos es que analizan únicamente la variación de la cobertura del bosque (del pixel específicamente) para detectar perturbaciones, y la cobertura por sí sola no cuantifica la totalidad de las funciones y dinámicas de los bosques, además de no proporcionar información ecológica esencial sobre estos (Chiarucci y Piovesan, 2020). Por otro lado, los radares de apertura sintética (SAR) presentan las ventajas de obtener datos incluso en días de nubosidad (Mitchell *et al.*, 2017) y la capacidad de penetrar limitadamente el dosel (Omar *et al.*, 2017). Sin embargo, tanto en SAR como en los datos ópticos la señal se satura en bosques altamente densos (Mitchell *et al.*, 2017).

LiDAR (Light Detection And Ranging), en cambio, posibilita mediciones insaturadas que logran penetrar doseles densos que saturan a los sensores SAR (Hernández-Stefanoni *et al.*, 2014; Dubayah *et al.*, 2020a), además, permite una mayor resolución vertical para estudios de la estructura de la vegetación (Lefsky *et al.*, 2001; LiQun y AiNong, 2011; Mitchell *et al.*, 2017). Por lo tanto, LiDAR ofrece mayor número de variables que otorgan información sobre las características esenciales de un bosque (Frolking *et al.*, 2009), pudiendo ser de utilidad para poder mapear bosques alterados. Sin embargo, al igual que los sensores pasivos, tiene problemas con la nubosidad (Dubayah *et al.*, 2020a).

Un LiDAR satelital de gran huella (25 metros aprox.) es el Global Ecosystem Dynamics Investigation (GEDI) instalado en el Japanese Experiment Module-Exposed Facility (JEM-EF) a bordo de la Estación Espacial Internacional (ISS, por sus siglas en inglés) en diciembre de 2018, con una vida nominal entre marzo de 2019 a abril 2021 aproximadamente (Dubayah *et al.*, 2020a). Es la primera misión espacial específicamente optimizada para recuperar la estructura vertical de la vegetación (Dubayah *et al.*, 2020a). Recoge datos desde 51,6° de latitud norte y latitud sur, cubriendo los bosques tropicales y templados de la Tierra, los que permitirán obtener una variedad de huellas y productos cuadriculados, tales como: la altura del dosel, los perfiles foliares del dosel, el índice de área vegetal (PAI, por sus siglas en inglés), la topografía del sub-dosel y la biomasa (Dubayah *et al.*, 2020a).

Este sensor LiDAR ha sido utilizado anteriormente para determinar características de la estructura en bosques antiguos no perturbados (Spracklen y Spracklen, 2021), encontrando diferencias significativas con bosques no antiguos manejados. Por esta razón en la presente investigación se espera encontrar diferencias en métricas de la estructura derivadas de GEDI que permitan evaluar el estado de alteración de los bosques Maulinos costeros de la región del Ñuble y el Maule. No obstante, la condición de fragmentación y alta perturbación de los bosques del área de estudio supone un gran desafío para localizar bosques intactos. Por lo tanto, se espera elaborar una metodología replicable con series temporales Landsat que permita identificar el estado intacto y alterado de los bosques Maulinos costeros.

OBJETIVOS

Objetivo General

- ❖ Evaluar el estado de alteración de los bosques Maulinos costeros mediante sensores pasivos y activos.

Objetivos Específicos

- ❖ Identificar el estado de alteración de los bosques a partir de sensores Landsat.
- ❖ Caracterizar *in situ* la estructura de bosques alterados y no alterados.
- ❖ Relacionar el estado de alteración de los bosques con propiedades estructurales derivadas del LiDAR GEDI.

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio

En la presente investigación el área de estudio correspondió al piso 49 de Luebert y Plischoff (2018), el cual es gran parte de la distribución de los bosques Maulinos costeros (Figura 1). Estos bosques se encuentran ubicados en las regiones del Maule y Ñuble, principalmente en la cordillera de la Costa entre los 35-37°S (Bustamante *et al.*, 2005). De acuerdo con el Catastro Vegetacional de CONAF (2017b) estos bosques se emplazan mayoritariamente en los pisos 49 y 50 de Luebert y Plischoff (2018), de Bosque caducifolio mediterráneo costero de *Nothofagus glauca* - *Azara petiolaris* y Bosque caducifolio mediterráneo costero *Nothofagus glauca* y *Persea lingue* respectivamente, aunque también se encuentran algunos parches de bosque en los pisos de sus alrededores. Tiene especies características de climas tipo templado, específicamente árboles y arbustos siempreverdes-esclerófilos y caducifolios (Luebert y Plischoff, 2018; Arnold *et al.*, 2009). Entre las especies dominantes se encuentran: el hualo (*Nothofagus glauca*), roble (*Nothofagus obliqua*), peumo (*Cryptocarya alba*) y avellano (*Gevuina avellana*). En condiciones más perturbadas dominan especies del bosque esclerófilo (Luebert y Plischoff, 2018).

La elevación en la cual se distribuyen los bosques Maulinos costeros varía entre 200 y 700 m.s.n.m. (Luebert y Plischoff, 2018), presentando una topografía compleja. El clima de acuerdo con la clasificación de Köppen-Geiger es de tipo templado mediterráneo con veranos secos y cálidos (Beck *et al.*, 2018), con influencia oceánica en zonas cercanas a la costa (Sarricolea *et al.*, 2017). Dependiendo del sector se presenta una temperatura media anual entre 12,7 a 14,7°C, una precipitación de 546,0 a 891,2 mm/año y un periodo seco de 4 a 7 meses (Uribe *et al.*, 2012).

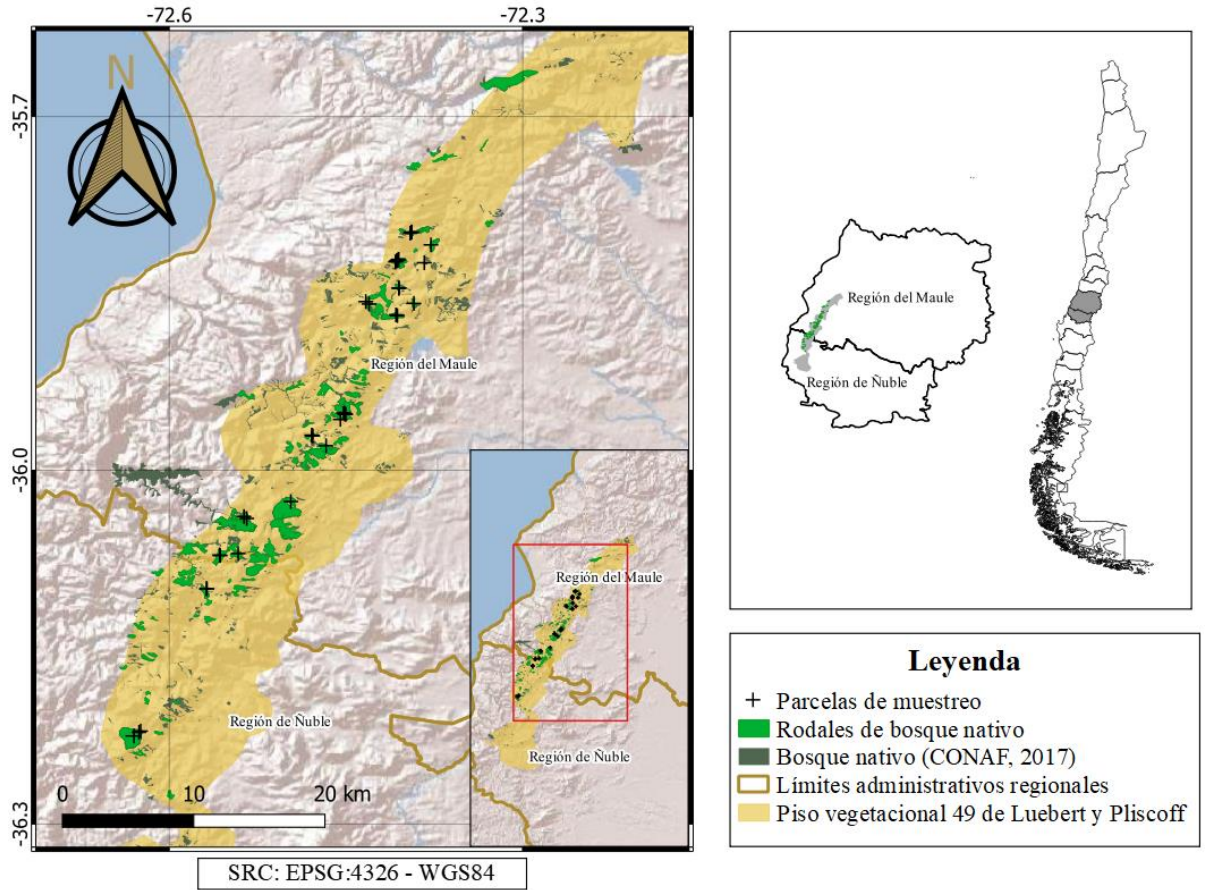


Figura 1. Área de estudio: Bosque Maulino costero. En la leyenda los “rodalés de bosque nativo” son los delimitados por el LABMME el año 2022 (no publicado), usados en la extrapolación del modelo predictivo sobre el estado de alteración. En cambio, el “bosque nativo (CONAF, 2017b)” es el delimitado por el Catastro Vegetacional de CONAF.

Métodos

La investigación se realizó a través de las siguientes etapas (Figura 2). Primero, se procesaron y limpiaron los datos GEDI, seguidamente se identificó el estado de alteración (intacto o alterado) de los rodalés a los que se fue a terreno mediante una metodología con productos de Landtrendr. Luego se seleccionaron rodalés con distintos grados de alteración en donde se realizaron mediciones de la alteración y estructura del bosque en parcelas en terreno coincidentes con la geolocalización de haces del LiDAR GEDI. Con las mediciones de la alteración se evaluó la congruencia de la metodología Landtrendr y con las mediciones de la estructura se caracterizaron las parcelas de rodalés alterados y las parcelas de rodalés intactos. Posteriormente se generaron una serie de métricas del LiDAR en haces coincidentes con las parcelas para crear un modelo de tipo logístico binario que clasificó el estado de alteración de los haces GEDI a partir de sus métricas. Finalmente, el modelo se extrapoló sobre un área de bosques Mulinos costeros.

Cabe mencionar que la metodología se fue desarrollando y ajustando durante todo el transcurso de la investigación, por lo tanto, el orden presentado en la explicación del método no sigue estrictamente el orden cronológico, sino que sigue un orden lógico y replicable de la presente investigación.

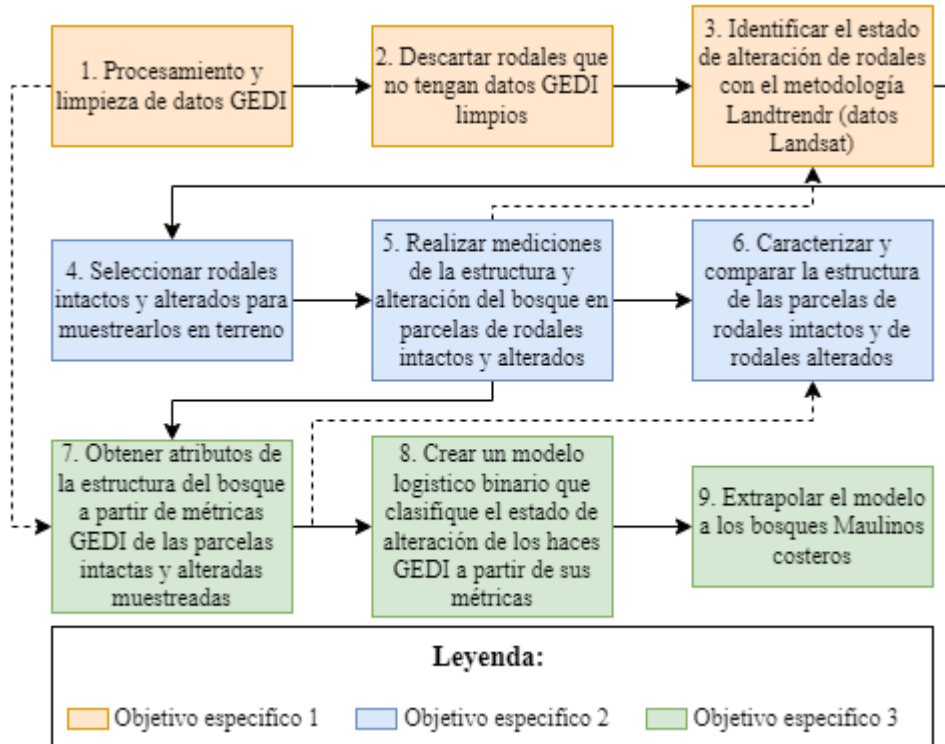


Figura 2. Diagrama resumen del método utilizado en la presente investigación. Las flechas continuas guían el orden cronológico principal de la investigación, en cambio, las flechas punteadas indican que hubo procedimientos en donde se utilizó información de ítems donde inicia la flecha hacia ítems donde termina.

Descripción de los datos satelitales LiDAR GEDI

El LiDAR satelital de forma de onda completa GEDI consta de 3 láseres, dos de estos son de potencia completa, mientras que el restante, láser de cobertura, se divide en dos haces, teniendo un total de 4 haces. Cada uno de estos oscila cada 2 tomas, lo que genera un total de 8 pistas o transectos de haces, los que están separados por unos 600 m, formando una pista de vuelo de aproximadamente 4,2 km en el suelo (Figura 3). Los centros de los haces a lo largo de estos transectos están separados cada 60 metros, y cada uno de los haces tiene una huella de aproximadamente 25 m, lo que genera un vacío de 35 m entre un haz y otro, por lo tanto, los datos tienen la característica de ser discretos en el espacio (Dubayah *et al.*, 2020a).

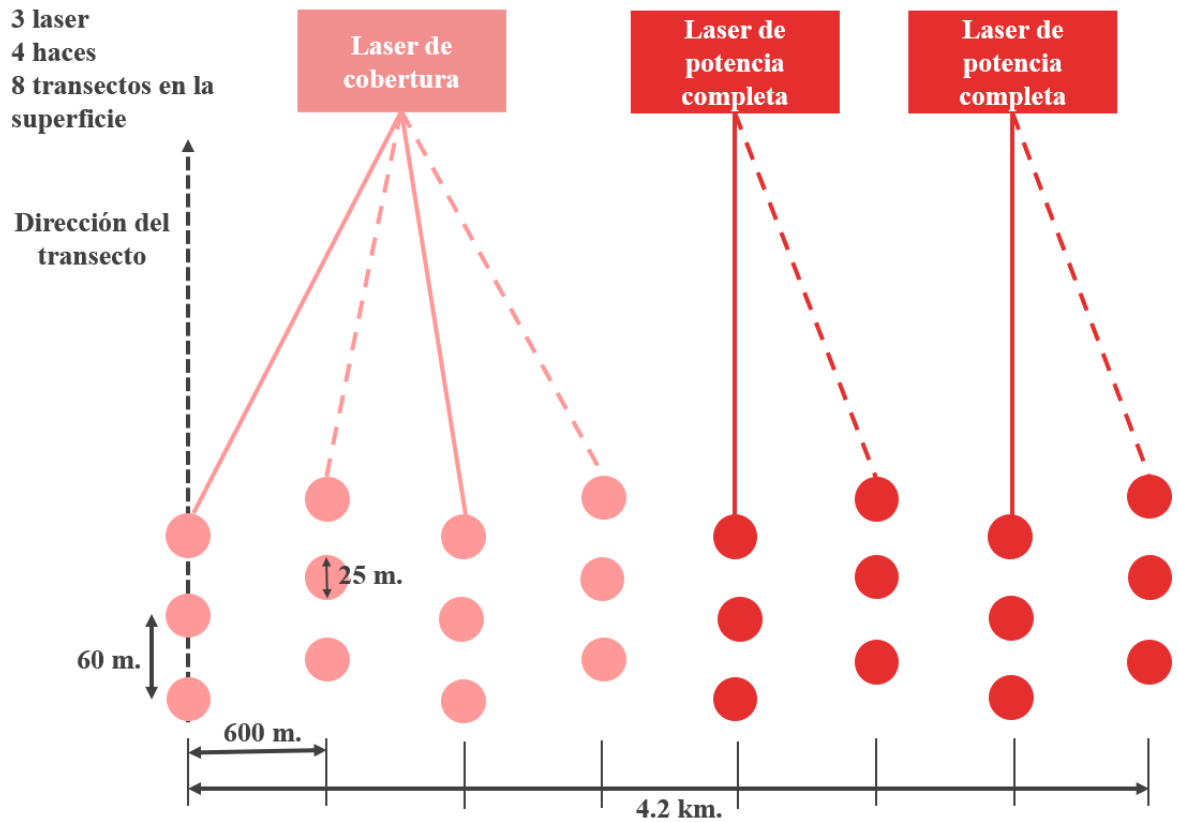


Figura 3. Láseres y patrones de los haces GEDI. Considerar que las distancias no son a escala.

Los datos obtenidos del LiDAR GEDI provienen del registro de la cantidad de energía láser reflejada por la materia sobre el suelo (para los bosques, la materia vegetal: tallos, ramas y hojas) a diferentes alturas sobre el suelo de cada haz. A partir del procesamiento de esta información se obtienen los distintos datos estructurales, los que se categorizan en 4 niveles:

Nivel 1: formas de onda crudas y geolocalizadas.

Nivel 2: altura del dosel del nivel de la huella y métricas del perfil.

Nivel 3: métricas de altura y variabilidad del dosel cuadrículadas.

Nivel 4: estimaciones de la huella y de la biomasa sobre el suelo cuadrículada.

En este estudio se utilizaron los niveles 1 y 2, ya que los otros son datos cuadrículados que generalizan en una superficie mayor a las parcelas de terreno que se usaron en este estudio. Específicamente se usaron los datos L1B (La forma de onda del láser transmitida y recibida, geolocalizados), L2A (Elevación y métricas de altura), L2B (Métricas de la cobertura del dosel y del perfil vertical).

Procesamiento y limpieza de los datos GEDI

Se utilizó la segunda versión de los datos GEDI. Estos fueron trabajados con R (R Core Team, 2021) en Rstudio (Rstudio Team, 2021) y luego se exportaron como archivos shapefile para trabajarse en QGIS (QGIS.org, 2021).

Se siguieron las siguientes 2 de 3 recomendaciones de la guía de usuario del producto de nivel 2 GEDI (Dubayah *et al.*, 2021a):

- 1) Se utilizaron los haces GEDI con el indicador de calidad (quality flag, en inglés) igual a 1, ya que esto indica que cumple con los criterios de energía de disparo, sensibilidad, amplitud, la calidad del seguimiento de la superficie en tiempo real, la calidad del ajuste gaussiano en el suelo y la diferencia comparativa con un Modelo Digital de Elevación (DEM, por sus siglas en inglés) (Dubayah *et al.*, 2021a).
- 2) Se filtraron los láseres de cobertura que tuvieron cobertura del dosel mayor al 95%, ya que solo están diseñados para condiciones promedio de cobertura (Dubayah *et al.*, 2021a). Para coberturas altas (> 95%) se recomienda utilizar solo los haces de potencia completa.
- 3) Dubayah *et al.* (2021a) sugiere utilizar los datos GEDI adquiridos de tomas nocturnas, de esta manera se evita el ruido que genera la iluminación solar de fondo en la forma de la onda durante el día. Sin embargo, esta última recomendación no se siguió ya que al realizar esto disminuyó la cantidad de haces en un 35,9% en los bosques del estudio, lo que junto a otros factores (que se describen a continuación) limitaban en gran medida los sitios de muestreo en terreno.

Por otro lado, se excluyeron los datos GEDI fuera de las fechas del 01 de octubre al 30 de abril, debido a que fuera de ese periodo los bosques caducifolios empiezan la senescencia de sus hojas, lo que podría alterar la estructura del bosque medida por el sensor. Las fechas utilizadas se determinaron por un análisis de series temporales del Índice de Área Foliar (IAF) con el uso de Sentinel 2 en el periodo 2017-2022, al cual se le ajustó una curva y se calcularon las fechas de distintos hitos fenológicos con el paquete phenofit de R (Kong *et al.*, 2020), obteniendo un estimado del periodo sin hojas. Este análisis fue realizado para bosques de la región de estudio por el LABMME (Laboratorio de Monitoreo y Modelación de Ecosistemas de la Facultad de Ciencias Agronómicas de la Universidad de Chile) el año 2021, no publicado.

La pendiente del terreno también es una variable importante de controlar, debido a que genera problemas con la correcta detección del suelo por parte del algoritmo que procesa la onda del láser LiDAR (Sun *et al.*, 2022), lo que causa un mayor error en la estimación de la altura del dosel con el aumento de la pendiente (Liu *et al.*, 2021; Dhargay *et al.*, 2022). Por ello, se excluyeron haces GEDI con pendiente mayor a 30° con el uso de un DEM de 5 m de resolución espacial para la cuenca de Cauquenes entregado por el LABMME (Celulosa Arauco y Constitución S.A., no publicado), y para exteriores a la cuenca se utilizó el ALOS PALSAR de 30 m de resolución. En pendiente de hasta 30° se han reportado unos errores cuadráticos medios (RMSE) de alrededor de 4 m (Liu *et al.*, 2021) y 11 m (Dhargay *et al.*, 2022).

En la segunda versión de los datos GEDI el error de geolocalización horizontal 1 sigma promedio (considerando una distribución normal con $\mu=0$ m desde el centro de la huella) declarado para los datos L1B y L2A/L2B es de 10,2 y 10,3 m con el 95% de las semanas de la misión con un error 1 sigma menor que 13,2 m y 11,9 m respectivamente (Dubayah *et al.*, 2021a; Dubayah *et al.*, 2021b). Sun *et al.* (2022) ilustra los efectos del error de geolocalización horizontal en el error (RMSE) de la altura máxima medida por GEDI (rh_{100}). Al corregir el error de geolocalización, el RMSE en rh_{100} baja de 3,09 a 1,68 m. Esto lo realizaron al comparar GEDI con G-LiHT Data, este último recopila los datos de un LiDAR

de escaneo láser aerotransportado Rigel VQ-480, con precisión de 25 mm y una resolución del suelo de 0,1 m.

Para tratar este error de geolocalización horizontal de GEDI y evitar que el LiDAR mida otro tipo de uso de suelo, como construcciones (caminos, casas, entre otros), plantaciones forestales y agrícolas o suelo desnudo, se excluyeron los haces a una distancia ≥ 45 m de distancia de la delimitación del rodal respecto al centro del haz, es decir, una zona buffer respecto a los bordes.

Otro factor de error que provoca un desajuste con mediciones de campo es el ángulo de incidencia del láser respecto a la superficie (Réjou-Méchain *et al.*, 2019; Duncanson *et al.*, 2021) causadas por las limitaciones del módulo GEDI, lo que provoca que los árboles medidos *in situ* no sean los mismos capturados por el LiDAR. Este error se agrava en parcelas pequeñas o áreas con compleja topografía (Villard y Le Toan 2015; Réjou-Méchain *et al.*, 2019; Duncanson *et al.*, 2021). No se encontró información sobre la cuantificación de este error en métricas de interés.

En el apartado “Evaluación de GEDI con datos empíricos” se menciona cómo se evaluaron las fuentes de error antes mencionadas sobre la medición GEDI de cada parcela muestreada.

Identificación del estado de alteración de los rodales muestreados del Bosque Maulino costero mediante datos Landsat (Landtrendr)

Para identificar la alteración en los bosques se utilizó la herramienta Landtrendr de GEE en la versión 2.4. El componente de la trayectoria relevante para este estudio es la magnitud, el cual es el cambio en la cantidad numérica del espectro analizado en el periodo seleccionado, lo que permite capturar alteraciones en bosques como cortas e incendios (Pasquarella *et al.*, 2022).

Esta herramienta de GEE otorga la opción de utilizar distintas bandas e índices espectrales para su análisis, para este caso se usó el índice Normalized Burn Ratio (NBR) debido a que es altamente adecuado para la detección de la perturbación en bosques (Hislop *et al.*, 2018; Nguyen *et al.*, 2018; Hurtado, 2019). Para la configuración de Landtrendr, se seleccionó el periodo desde 1984 al 2022 en las fechas 1 de octubre al 30 de abril (tiempo con hojas del bosque caducifolio, como se mencionó anteriormente), utilizando la opción de “Greatest” como el tipo de cambio en la vegetación. No se aplicó ningún filtro de los que ofrece la herramienta y la parametrización del ajuste de la serie temporal fue por defecto (Apéndice 1).

Al finalizar el uso del algoritmo Landtrendr, se obtuvieron 2 productos raster, uno sobre la recuperación del dosel (Gain, en la parametrización de Landtrendr) y otro sobre la pérdida del dosel (Loss, en la parametrización de Landtrendr). Se le llama recuperación del dosel de Landtrendr a los incrementos de la magnitud del índice NBR en comparación con periodos anteriores, en cambio, la pérdida del dosel hace alusión a las disminuciones.

Se extrajeron porciones específicas de los productos raster de recuperación y pérdida del dosel de acuerdo con rodalizaciones de los 18 bosques a los que se fue a terreno, los cuales contuvieron haces GEDI procesados y limpiados. Cabe señalar que se escogió trabajar a escala de rodal debido a la alta variabilidad entre los valores de los píxeles de estas imágenes raster, influenciado en parte por falsos positivos provocados por pequeños cambios en la

señal espectral (Kennedy *et al.*, 2010), lo que dificultó el uso de los productos a escala de parcela.

La rodalización se hizo mediante interpretación de imágenes de Google Earth Pro con distintas fechas, desde 2004 a 2022 según la disponibilidad. Para evitar sesgos en la rodalización se siguieron los siguientes criterios:

1. La cobertura dominante debe ser de bosque nativo, pudiendo contener especies arbóreas invasoras naturalmente establecidas (*Pinus radiata* y *Eucalyptus globulus*). Para ayudar a establecer los límites preliminares del rodal se utilizó de forma orientativa el Catastro Vegetacional de bosque nativo de CONAF (2017b) y un mapa de rodalización del bosque nativo del LABMME realizado el 2022 (no publicado).
2. Las especies invasoras no deben estar ordenadas o configuradas como en una plantación forestal, es decir, solo se toleran aquellas especies invasoras establecidas por dispersión natural.
3. En el caso de que la cobertura predominante del rodal sea caducifolia, se excluyen las coberturas de tipo siempreverdes (presentes generalmente en quebradas).
4. Debe haber una distancia aproximada de 20 metros respecto a los límites del bosque con el fin de evitar la inclusión de píxeles alterados por efecto de los bordes.
5. En el caso de que solo una parte del parche haya sido alterada en una zona claramente delimitada, por ejemplo, que se haya incendiado sólo una parte del rodal, se debe separar el parche en 2, una con la parte alterada y otra sin alteración. Este criterio se incluyó debido a la posibilidad de que un mismo rodal podría presentar 2 estados de alteración claramente separables.

Este proceso de extracción resultó en la obtención de 2 raster por rodal, uno sobre la magnitud de la recuperación y otro sobre la pérdida del dosel según Landtrendr. Al estudiar estos raster, se encontraron solo dos rodales cuya mediana fue lo más cercana al valor 0 y con la desviación estándar más baja comparativamente para la magnitud de la pérdida y recuperación del dosel de Landtrendr entre todos los rodales analizados (n=18). Estos rodales se consideraron como "rodales de referencia" ya que representaron bosques con menos cambios detectables por Landsat desde 1984, a pesar que podrían existir perturbaciones naturales como la caída de los árboles o el ruido de la señal (por correcciones atmosféricas y geométricas imperfectas, la fenología de la vegetación, las variaciones del ángulo solar y la degradación del sensor) que pueden generar cambios pequeños en la magnitud que se confundan con perturbaciones antrópicas de baja intensidad (Kennedy *et al.*, 2010; Cohen *et al.*, 2018).

Posteriormente, usando los rodales de referencia se generó una "Muestra de referencia" (Parkes *et al.*, 2003), con la que se comparó cada uno de los rodales (n=18) para categorizarlos en bosque intacto o alterado. Para ello, primero se extrajo a cada uno de los rodales una muestra aleatoria sin reemplazo de tamaño 50 de la magnitud de la pérdida del dosel de Landtrendr. La muestra de referencia se formó al extraer aleatoriamente y sin reemplazo 50 valores de las muestras de cada rodal de referencia (100 muestras en total). Este procedimiento permitió capturar la variabilidad de los 2 rodales de referencia. Luego, esta muestra de referencia de la pérdida del dosel se comparó uno a uno con las muestras de tamaño 50 de los otros rodales, incluyendo los escogidos como rodales de referencia (n=18 en total), para esto se utilizó la prueba no paramétrica de U de Mann-Whitney debido a que la magnitud de la muestra de referencia no presentó una distribución normal. El nivel de

significancia usado se estableció en 0,05. Luego el procedimiento anterior se repitió 100 veces con distintas muestras aleatorias sin reemplazo, obteniendo 100 p-valores por cada comparación contra la muestra de referencia. Este procedimiento también se realizó para la magnitud de la recuperación del dosel de Landtrendr. Por lo tanto, se categorizaron como rodales alterados aquellos en donde el límite inferior del intervalo de confianza de 95% de los 100 p-valores fuera significativo para la pérdida o la recuperación de Landtrendr. Por el contrario, si es que no son significativos en ambos, se categorizaron como bosque intacto.

Estas iteraciones son una especie de bootstrap (Efron, 1992), lo que permitió abarcar la sugerencia de Thomson (2011) de utilizar una gama o rango de valores para considerar la incertidumbre estadística al definir este tipo de umbrales de cambio de estado.

Cabe destacar que en la metodología descrita anteriormente se utilizó el supuesto de que posterior a una perturbación significativa existe una recuperación del dosel significativa (en comparación con la muestra de referencia). Se estableció este supuesto debido a que podrían existir perturbaciones anteriores al periodo de observación de Landtrendr que pudieron generar una recuperación significativa durante el periodo de Landtrendr, lo que permitió abarcar (teóricamente) perturbaciones de algunos años previos a 1984 (Bright *et al.*, 2019). Si bien, la recuperación en datos espectrales no es una medida directa para la recuperación de bosques real, estas se pueden cuantificar al compararlas con datos de referencia como se presenta en la metodología anteriormente descrita (Nguyen *et al.*, 2018).

Verificación de terreno

Se seleccionaron un total de 18 rodales que presentaban haces GEDI aptos para el estudio (Figura 1) y que fueran accesibles. Se interpretaron imágenes satelitales de los rodales para identificar las potenciales rutas de acceso y los obstáculos como portones de recintos privados. Se utilizaron mapas de pendientes, obtenidos de DEMs, para evitar zonas con pendientes altas ($> 30^\circ$). Los DEMs utilizados fueron ALOS PALSAR y el que otorgó el LABMME, mencionado anteriormente. Además, se escogieron rodales con distintos grados de alteración mediante: (1). el criterio experto basado en mediciones clásicas de rodal; (2) la interpretación de imágenes satelitales en Google Earth Pro (GEP), usando como indicadores: la presencia y cantidad de claros grandes (donde se observa claramente el suelo desnudo) y senderos dentro del rodal; (3) valores > 100 de los raster de la recuperación y pérdida del dosel de Landtrendr, lo que indicaba sospecha de perturbación.

Variables medidas en terreno. Se realizaron un total de 38 parcelas de estructura de bosque, la campaña de medición se desplegó desde el 13 de diciembre de 2021 al 28 de octubre de 2022, por lo tanto, los datos tienen una diferencia máxima de adquisición de 3 años y 1 mes aproximadamente respecto a las tomas GEDI (El haz muestreado más antiguo fue del 7 de octubre de 2019).

Las parcelas se hicieron sobre los haces GEDI, en donde, se georreferenció el centro del haz GEDI como el centro de la parcela mediante el GPS Elmid Reach RS2, obteniendo errores menores a 1 m, excepto en 2 parcelas donde el error aumentó hasta 2 m y en otras 4 donde se utilizó el Garmin modelo GPSMAP 66s con precisión de 3,5 m. Estas parcelas fueron

realizadas con una forma circular de 15 m de radio, contando con una superficie de 706 m² de superficie.

En cada parcela se midió la cobertura del dosel de forma cualitativa en 5 clases: 0-20%; 20-40%; 40-60%; 60-80%; > 80%. Igualmente se midieron todos los árboles con una altura de tronco > 1,3 m y > 5 cm de Diámetro a la Altura del Pecho (DAP), a 1,3 m de altura. Se tomó registro de la especie; el DAP; la forma (recto, inclinado o arqueado); la condición (vivo o muerto); la alteración (cortado, quemado o con cicatriz de incendio). Además, se midió la altura de los individuos más altos y algunos en distintas clases diamétricas con un hipsómetro digital y su transponder (modelo Vertex IV y Transponder T3, Haglöf Sweden, Mississippi, EE. UU.) para ajustar funciones alométricas que relacionen el DAP con la altura.

Asimismo, se contaron todos los tocones, registrando si es que se originó por corta humana o no, usando las clases: (1) corte limpio, si es que el tocón presentó un corte liso o regular que puede dar indicios de una corta por sierra o alguna otra herramienta para cortar madera, o (2) indeterminado, si es que el tocón fue irregular en la zona de corte, lo que podría indicar una caída natural del individuo, o si es que está deteriorado, es decir, con la madera podrida y dañada, impidiendo determinar si tuvo un corte limpio. Adicionalmente se anotó si el tocón presentó (1) quemadura o (2) cicatriz de incendio, para evaluar posibles alteraciones pasadas. Con dicha información sobre la perturbación en los bosques se evaluaron las categorizaciones del estado de alteración de la metodología Landtrends.

Cabe destacar que se intentó evitar muestrear en haces GEDI que tuvieran individuos especies arbóreas invasoras (pino o eucalipto) de característica emergente, por sobre el dosel dominante, ya que podría alterar métricas GEDI relacionadas a la altura máxima. Para esto se recurrió a la interpretación de imágenes satelitales en Google Earth Pro (GEP) y la confirmación *in situ*, logrando cumplir este cometido en la totalidad de parcelas intactas, pero no así en las parcelas alteradas, habiendo 3 parcelas con individuos emergentes de especies arbóreas invasoras.

Evaluación de la metodología para identificar el estado de alteración (Landsat)

Se compararon los rodales alterados que presentaron diferencias significativas en la pérdida o recuperación del dosel de Landsat con los registros en terreno sobre la tala (número de tocones) y los signos de incendio (quemaduras o cicatrices de incendio en los árboles o tocones). Además, se propusieron 3 indicadores que podrían relacionarse con el estado alterado de los rodales determinado con Landsat:

1. Un área basal baja (< 20 m²/ha) (Mohandass *et al.*, 2015).
2. Superficie del rodal baja (< 10 ha), debido a la influencia del efecto borde (Broadbent *et al.*, 2008; Chaplin-Kramer *et al.*, 2015).
3. Densidad del dosel alta (> 3000 árboles/ha), debido a que esta podría indicar una fase sucesional temprana, donde, por competencia de recursos, cause una alta mortalidad, generando variaciones en el dosel superior que podrían influir en una mayor magnitud de la pérdida o recuperación del dosel (Swaine y Hall, 1983; Lutz y Halpern, 2006).

Caracterización y comparación de la estructura de bosques intactos y alterados.

Estimación de la altura de los árboles. La altura de los árboles se estimó mediante el ajuste de funciones alométricas a partir de los datos medidos en terreno y el modelo de la ecuación 1 (Rüger et al., 2007), pudiendo obtener la estructura vertical de las parcelas para los posteriores análisis. Cabe destacar que los parámetros de la ecuación 1 tienen sentido biológico sobre el crecimiento de las especies.

$$H(DAP) = \frac{DAP}{\frac{1}{h_0} + \frac{DAP}{h_1}} \quad (\text{Ecuación 1})$$

En donde:

h_0 : Es el parámetro que regula el cambio de curvatura de la función. Entre mayor sea el valor, el cambio de curvatura será más acelerado, es decir, mayor será el incremento de la altura al aumentar una unidad de DAP [cm/m].

h_1 : Es el parámetro de la asíntota de la altura máxima que podría alcanzar la especie [m].

Ambos parámetros se calibraron con los datos obtenidos en terreno y registros de altura y DAP que proveyó el LABMME dentro del área de estudio.

La forma (recto, inclinado o arqueado) predominante de la especie fue una categoría a tener en cuenta porque esta se relaciona con la altura (e.g. los individuos inclinados tienden a ser más bajos que los rectos). Por esta razón las especies se trataron de diferente manera en función de su forma predominante, para disminuir errores en la estimación de la altura. Para cada especie del conjunto 1 del cuadro 1 se ajustó la función alométrica usando únicamente los individuos con forma recta, debido a que menos del 25% de los registros fueron inclinados o arqueados. En cambio, para la función del género *Azara* (corcolén, no se hizo distinción entre sus especies) y *Retanilla ephedra* (retamilla) se usaron los individuos de forma recta e inclinada porque al menos el 25% de los registros fueron inclinados.

Por otro lado, las especies del conjunto 2 (Cuadro 1) se unieron para crear una sola función alométrica, ya que no se midieron los individuos suficientes. Estas especies representan el 10,6% del total de individuos medidos en las parcelas, donde se destaca el avellano, litre y corontillo con 3,5%, 3,1% y 1,3% del total respectivamente.

Las especies exóticas del conjunto 3 (Cuadro 1) también se unieron para crear una función alométrica. Estas representaron el 0,73% y 0,40% del total de individuos, sin embargo, como alcanzaron frecuentemente el dosel dominante, en contraste con las especies del conjunto 2 que rara vez lo hizo, se les realizó una función alométrica por separado.

Cabe destacar que se excluyeron de la formulación de las funciones alométricas los individuos con forma arqueada, muertos o que el tronco principal estuviera roto o que no tuviera copa, debido a que la altura de estos se puede considerar como un *outlier*.

Cuadro 1. Conjuntos de especies para las funciones alométricas de relación DAP-altura.

Nº de conjunto	Especies	Filtros de individuos por forma
1	<i>Nothofagus glauca</i> (hualo), <i>Cryptocarya alba</i> (peumo), <i>Luma apiculata</i> (arrayán), <i>Nothofagus obliqua</i> (roble) y <i>Lomatia dentata</i> (piñol)	Se consideraron sólo los individuos rectos
2	Género <i>Azara</i> sp. (Corcolen, no se hizo distinción entre sus especies) y <i>Retanilla ephedra</i> (Retamilla)	Se consideraron los individuos rectos e inclinados
3	<i>Lithraea caustica</i> (litre), <i>Gevuina avellana</i> (avellano), <i>Citronella mucronata</i> (naranjillo), <i>Lomatia hirsuta</i> (radal), <i>Aextoxicon punctatum</i> (olivillo), <i>Podocarpus salignus</i> (mañío de hojas largas), <i>Maytenus boaria</i> (maitén), <i>Persea lingue</i> (lingue), <i>Kageneckia oblonga</i> (bollén), <i>Rhaphithamnus spinosus</i> (arrayán macho), <i>Escallonia pulverulenta</i> (corontillo), <i>Peumus boldus</i> (boldo), <i>Aristotelia chilensis</i> (maqui) y <i>Quillaja saponaria</i> (quillay), <i>Pitavia punctata</i> (pitao), <i>Gomortega keule</i> (queule), <i>Sophora macrocarpa</i> (mayú) y <i>Drimys winteri</i> (canelo)	Se consideraron los individuos rectos e inclinados
4	Especies exóticas: <i>Pinus radiata</i> (pino) y <i>Eucalyptus globulus</i> (eucalipto)	Se consideraron los individuos rectos e inclinados

Comparación de la estructura de parcelas intactas y alteradas. Las parcelas son áreas ubicadas dentro de un rodal, por lo tanto, se consideraron como intactas o alteradas al estar dentro de un rodal intacto o alterado respectivamente. Para comparar la estructura de parcelas intactas y alteradas se ajustaron regresiones logísticas binarias a una serie de métricas sobre la estructura del bosque con el fin de evaluar la relación entre estas y el estado de alteración de las parcelas por medio de la significancia de los parámetros de la regresión.

Se usaron 29 métricas sobre la estructura del bosque, las cuales fueron: distintos estadísticos de la distribución de la altura y el DAP (Percentil 25-75-90-95, mediana, media, máximo, desviación estándar, rango intercuartílico, simetría y curtosis), el parámetro de forma del ajuste de la distribución de Weibull de la altura y el DAP, la cobertura del dosel medida *in situ*, el número de individuos o densidad, el área basal, el número de modas y el inverso del “índice de diversidad (d)” de Berger-Parker, los que han sido utilizado en estudios anteriores con el fin de describir la estructura (Gutiérrez *et al.*, 2008b; Gutiérrez *et al.*, 2009; Oyarzún *et al.*, 2019). Estas dos últimas métricas evalúan la heterogeneidad del dosel, lo que podría ser relevante debido a que es un atributo que caracteriza a los bosques antiguos (Spies y Franklin, 1991), los que a su vez podrían relacionarse con los bosques intactos.

La distribución de Weibull general de 2 parámetros (Nielsen, 2011) se empleó con la función *fitdistr* del paquete MASS de R (Venables y Ripley, 2002). Esta distribución es flexible a una amplia variedad de formas de frecuencia, lo que es indicado por el parámetro de forma, con valores $c=1$ la distribución del DAP se ajusta a una exponencial negativa, cuando $c > 1$ la función es unimodal, bien sea sesgada positivamente ($1 < c < 3,6$), normal ($c=3,6$) o sesgada negativamente ($c > 3,6$) (Bailey y Dell, 1973).

El número de modas (Oyarzun *et al.*, 2019) corresponde al número de funciones gaussianas que ajusta un modelo de mixtura de distribuciones gaussianas a la distribución de la altura de la parcela. Para su realización se utilizó la función *mclust* del paquete *mclust* (Scrucca *et al.*, 2016) de R (R Core Team, 2021), con el modelo de varianzas desiguales.

El inverso del “índice de diversidad (d)” de Berger-Parker (Magurran, 2004) se calculó dividiendo el rango de la distribución de alturas en cuatro clases de dosel de igual longitud, seguidamente, se escogió la clase con mayor número de individuos y se aplicó la siguiente ecuación (Ecuación 2):

$$\frac{1}{d} = \frac{1}{\frac{N_{max}}{N_{total}}} \quad (\text{Ecuación 2})$$

En donde:

d: índice de diversidad.

N_{max} : Es el número de individuos de la clase de dosel con el mayor número de individuos.

N_{total} : Es el número total de individuos de la parcela.

Los valores cercanos a 1 indican bosques con dosel homogéneo, mientras que valores cercanos a 3 indican doseles heterogéneos.

Modelo predictivo para el estado de alteración del bosque: regresión logística binaria multivariante (RLBM)

Aumento del tamaño de la muestra. Debido a que en proceso de esta investigación primero se recopiló la información de terreno y posteriormente se determinó la metodología de Landtrends para identificar el estado de alteración de los bosques, es que se produjo un submuestreo de los rodales intactos, por ello se debió aumentar el tamaño muestral para la realización del modelo. Para esto, se seleccionaron haces GEDI de los rodales intactos que cumplieran con los 6 criterios descritos en los ítems “Procesamiento y limpieza de los datos GEDI” y “Variables medidas en terreno” (Es decir, se eliminaron: 1 indicador de calidad = 0; 2 laser de cobertura con $> 95\%$ de cobertura del dosel; 3 periodo sin hojas; 4 pendiente $> 30^\circ$; 5 distancia ≤ 45 m respecto a los bordes del rodal; 6 presencia de especies invasoras emergentes).

Métricas de la estructura del bosque derivadas de GEDI. En este estudio se obtuvieron y analizaron la mayoría de predictores usados en la investigación de Spracklen y Spracklen (2021), quienes determinaron características de la estructura en bosques antiguos, además se añadieron otros 2 derivados de la curva de espesor del follaje. A continuación, se describe la obtención de cada métrica:

1. Métricas de altura relativa del dosel (rh_x):

Donde $x = \{0, 1, 2, 3, \dots, 100\}$, son 101 métricas de alturas relativas. Corresponden a percentiles de la distribución vertical de energía en forma de onda que recibe el sensor GEDI. El valor de rh_x equivale a la altura (m) sobre el suelo por debajo de la que se devuelve el porcentaje “x” de energía. Por ejemplo, una rh_{60} de valor 15 m significa que el 60% de la energía del haz LiDAR se reflejó a los 15 m del suelo. rh_{100} corresponde a la parte superior del dosel, mientras que rh_0 corresponde a la señal inferior de la señal del suelo. Hay que tener en cuenta que los valores bajos de rh_x (e.g. rh_{10}) frecuentemente son negativos debido a que una fracción de la energía proviene por debajo de lo que GEDI estima como suelo ($elev_{lowestmode}$) (Dubayah *et al.*, 2020b).

$$rh_{100} = elev_{highestreturn} - elev_{lowestmode} \quad (\text{Ecuación 3; Dubayah et al., 2021a})$$

En donde:

$elev_{lowestmode}$: es la elevación de retorno más baja detectada usando el grupo de configuración del algoritmo, en relación con el elipsoide de referencia (Dubayah *et al.*, 2021a).

$elev_{highestreturn}$: es la elevación de retorno más alta.

2. Espesor $_x$ (%):

Corresponde a la cantidad de energía reflejada en uno de los 10 estratos (“x” corresponde al número del estrato). Se calculó dividiendo el perfil vertical en 10 estratos iguales, de esta forma un dosel de 25 m se dividirá en estratos de 2,5 m. Los estratos más densos reflejan mayor energía y los menos densos menor energía. A la distribución del espesor de los 10 estratos de una parcela se le conoce como “curva de espesor del follaje”.

3. Altura media del estrato menos espeso (m)

Se calculó como el promedio de altura (m) del estrato de la curva del espesor del follaje con mayor energía reflejada.

4. Altura media del estrato más espeso (m):

Se calculó como el promedio de altura (m) del estrato de la curva del espesor del follaje con mayor energía reflejada. Es similar a la idea de la “Altura del dosel más grueso”, sin embargo, la ventana del cálculo es diferente, esta métrica utiliza la media del estrato, mientras que la altura del dosel más grueso promedia valores de rh_x adyacentes.

5. Altura del dosel más grueso (m):

Corresponde a la altura (m) de la porción más gruesa del dosel. Se calculó determinando la altura media a la que existe un menor cambio de los valores de altura de rh_x adyacentes (e.g.

la diferencia entre rh_{100} con rh_{99} o rh_{99} con rh_{98}). En los casos donde el menor cambio ocurra en más de un conjunto de rh_x adyacentes, la altura se promedió.

6. Hierbas (%):

Se calculó como el porcentaje de energía reflejada sobre el suelo (0 m) hasta 1 m.

7. Arbustos (%):

Se calculó como el porcentaje de energía reflejada en las alturas de 1 a 5 m.

8. Asimetría:

Se calculó como el coeficiente de asimetría de la distribución de la curva del espesor del follaje. Los valores positivos indican que un mayor porcentaje de energía se distribuye en la zona a la derecha de la media (es decir, en la copa o zonas altas), mientras que los valores negativos significan un mayor porcentaje de energía se distribuye hacia la zona izquierda a la media. El valor 0 quiere decir una distribución simétrica.

9. Curtosis:

Se calculó como la curtosis de la distribución de la curva del espesor del follaje. Valores positivos indican concentración de energía en los extremos de las alturas (bajas y altas alturas), en cambio, valores negativos indican una baja concentración de energía en los extremos de las alturas.

10. Distribución vertical de la altura, VHD, por sus siglas en inglés (m):

El algoritmo GEDI lo calcula a través de la siguiente ecuación:

$$VHD = \frac{rh_{100} - rh_{medio}}{rh_{100}} \quad (\text{Ecuación 4})$$

En donde:

rh_{100} : corresponde a la altura de la parte superior del dosel.

rh_{medio} (o rh_{mid} , en inglés): Es la altura del punto medio del retorno de energía por sobre el suelo. Es decir, si un 60% de la energía se retorna por sobre el suelo ($suelo = rh_{40}$), entonces rh_{medio} es la rh_{70} .

11. Fracción de cobertura del dosel:

Corresponde al porcentaje del suelo cubierto por la proyección vertical del dosel (proyección de hojas, ramas y tallos) (Tang *et al.*, 2019).

12. Perfil del índice de área vegetal (perfil del PAI, m^2/m^2):

Corresponde al área horizontal de vegetación proyectada por unidad de área de suelo (m^2/m^2) dentro de un volumen de dosel, segmentada en estratos de 5 metros hasta la altura de rh_{100} . Es similar al índice de área foliar (LAI), distinguiéndose en que incorpora ramas y troncos. En los bosques latifoliados densos su diferencia suele ser pequeña (e.g. $LAI \approx 93\%$ PAI) (Tang *et al.*, 2012; Tang *et al.*, 2019). El documento técnico de Tang *et al.* (2019) describe el algoritmo utilizado para su cálculo.

13. Perfil de la Densidad de Volumen del Área de la Planta (perfil de la PAVD m^2/m^3):

Corresponde a la densidad de área de vegetación en estratos de 5 metros desde el suelo hasta la altura de rh_{100} . El algoritmo para su cálculo se puede consultar en (Tang *et al.*, 2019; Dhargay *et al.*, 2022).

14. Diversidad de altura del follaje (FHD, por sus siglas en inglés):

Corresponde a una medida de complejidad del dosel, el algoritmo GEDI lo calcula a partir de la siguiente fórmula:

$$FHD = -\sum_{i=1}^k p_i \times \ln(p_i) \quad (\text{Ecuación 5})$$

En donde:

p_i : es la proporción de PAI en el estrato/capa de altura vertical i .

k : número total de capas/estratos de altura vertical (el producto GEDI 2B agrupa capas cada 5 metros).

Un valor alto se asocia a una estructura boscosa de mayor complejidad, por ejemplo: causadas por múltiples capas de dosel (Tang *et al.*, 2019).

Evaluación de GEDI con datos empíricos. Para evaluar el acuerdo entre los datos GEDI con las mediciones en terreno se calculó el error absoluto medio (MAE, Mean Absolute Error, por sus siglas en inglés) y el error cuadrático medio (RMSE, Root-Mean-Square Error, por sus siglas en inglés) entre la altura máxima de cada parcela medida con un hipsómetro digital (modelo Vertex IV y Transponder T3, Haglöf Sweden, Mississippi, EE. UU.) y la métrica rh_{100} , el cual es la altura más alta detectada por GEDI. Esta evaluación se realizó con 30 parcelas.

Selección de métricas GEDI. Primero se calculó si existen diferencias entre bosques intactos y alterados para cada una de las métricas descritas en “Métricas de la estructura del bosque derivadas de GEDI”. Para esto se realizaron las pruebas de t de Student o de U de Mann-Whitney para distribuciones de métricas normales o no normales respectivamente. Si las métricas no fueron significativamente diferentes se dejaron fuera del análisis.

Posteriormente, se realizó un análisis con el coeficiente de correlación de Spearman (r_s) entre grupos de métricas similares, quedando también un grupo de métricas restantes (Cuadro 2).

Cuadro 2. Grupos de métricas similares para evaluarlas con el coeficiente de correlación de Spearman.

Grupos de métricas	Métricas que abarca
Espesor _x	Espesor estrato 1, 2 ,3, 4, 5, 6, 7, 8, 9 y 10
PAI por estratos de 5 m	PAI 0-5 m, PAI 5-10 m, PAI 10-15 m, PAI 15-20 m, PAI 20-25 m, PAI 25-30 m
PAVD por estratos de 5 m	PAVD 0-5 m, PAVD 5-10 m, PAVD 10-15 m, PAVD 15-20 m, PAVD 20-25 m, PAVD 25-30 m
Métricas altura relativa del dosel (rh _x)	rh ₁₀ , rh ₂₀ , rh ₃₀ , rh ₄₀ , rh ₅₀ , rh ₆₀ , rh ₇₀ , rh ₈₀ , rh ₉₀ , rh ₉₅ , rh ₁₀₀
Métricas restantes	Cobertura, Dosel más grueso, Asimetría, Curtosis, Arbustos, Hierbas, Espesor máximo, Espesor mínimo, VHD, FHD

Se calculó el estadístico *d* de Cohen (Torchiano, 2020), el cual permitió evaluar la magnitud de las diferencias de cada métrica. Los valores positivos de este estadístico indican que el “Grupo 1” tiene una media más alta que el “Grupo 2” y viceversa para los valores negativos. Los valores de referencia utilizados para el valor absoluto del estadístico son $d \leq 0,2$, para diferencias pequeñas; $0,2 < d \leq 0,8$ para diferencias medias; $d > 0,8$ para diferencias grandes (Cohen, 1988). Luego, dentro de cada grupo del cuadro 2 se escogió secuencialmente la métrica que tuviera un mayor valor absoluto del estadístico *d* de Cohen y que no tuviera una correlación de Spearman alta ($r_s > 0,7$; Courvoisier *et al.*, 2011; Schober *et al.*, 2018) con las métricas escogidas previamente dentro del mismo grupo.

Posteriormente, de las métricas resultantes del proceso anterior se seleccionaron aquellas que hicieron un mejor modelo, utilizando como guía los algoritmos de selección de variables paso a paso con dirección hacia atrás y bi-direccional usando el criterio de información de Akaike. También se verificó que no exista colinealidad entre las variables mediante el Factor de Inflación de la Varianza (VIF por su sigla en inglés - *Variance Inflation Factor*), las métricas con $VIF > 2,5$ fueron excluidas (Senaviratna y Cooray, 2019).

Calibración y validación del modelo. El conjunto de datos se dividió en entrenamiento y prueba (test) mediante una selección aleatoria estratificada, en donde 41 parcelas (77,4% aproximadamente) se utilizaron para el entrenamiento y las restantes 12 para la prueba, quedando la misma proporción de parcelas intactas y alteradas tanto en el entrenamiento como en el test. Se validó el modelo utilizando el método de validación cruzada de Monte Carlo (también llamado Leave-Group-Out Cross Validation, LGOCV) del paquete caret R (Kuhn, 2008), usando el modelo logit. Se utilizaron 10.000 iteraciones (Shan, 2022) y una partición aleatoria estratificada de 33 parcelas de entrenamiento (80,5% aproximadamente) y 8 de validación. De acuerdo con Shan (2022) este método tiene un mejor rendimiento que la validación cruzada 10-fold leave-two-out en muestras pequeñas ($N < 500$). Luego de la validación, se probó el modelo resultante con las 12 parcelas de test. Con esto se obtuvo la matriz de confusión con sus respectivas métricas en la cual se usó un umbral de decisión de

0,5 (50%). El modelo presentado finalmente se calibró con el uso del 100% del conjunto de datos debido a la reducida cantidad de datos.

Se generó un mapa al extrapolar el modelo a los haces GEDI de los rodales de bosque nativo delimitados por el LABMME el año 2022 (no publicado) mediante interpretación de imágenes en GEP, los cuales abarcan el área de estudio: piso 49 de Luebert y Pliscoff (2018). Debido al alto nivel de detalle de los haces GEDI respecto al área de los rodales delimitados, se generó un segundo mapa al promediar el resultado del modelo de cada haz que estaba contenido en cada rodal. En este segundo mapa también fue utilizado un umbral de decisión de 0,5. Se cuantificó el número de aciertos de este mapa a nivel rodal para el estado intacto y alterado en relación con los 18 rodales muestreados.

RESULTADOS

Identificación de rodales intactos y alterados a partir de datos Landsat (Landtrendr)

Los rodales 5 y 18 presentaron los menores valores de la mediana y desviación estándar en la pérdida (mediana=39, σ =30,68 y mediana=34, σ =38,46, respectivamente) y la recuperación (mediana=27, σ =34,18 y mediana=18, σ =34,85, respectivamente) del dosel de Landtrendr de los 18 rodales muestreados (Apéndice 3). Por lo cual fueron elegidos como los rodales de referencia.

Usando estos 2 rodales de referencia se formó la “muestra de referencia”, con la que se comparó la pérdida y recuperación del dosel de Landtrendr de los demás rodales a través de la prueba de U de Mann Whitney. Se encontraron diferencias significativas en la distribución de la pérdida del dosel en todos a excepción de los rodales 1, 3, 5, 14 y 18. Mientras que para la recuperación del dosel hubo diferencias significativas en todos a excepción de los rodales 5 y 18 (Figura 4). Por lo tanto, estos últimos 2 rodales se consideraron intactos para este estudio, debido a que fueron similares a la muestra de referencia en la pérdida y recuperación del dosel (Apéndice 3).

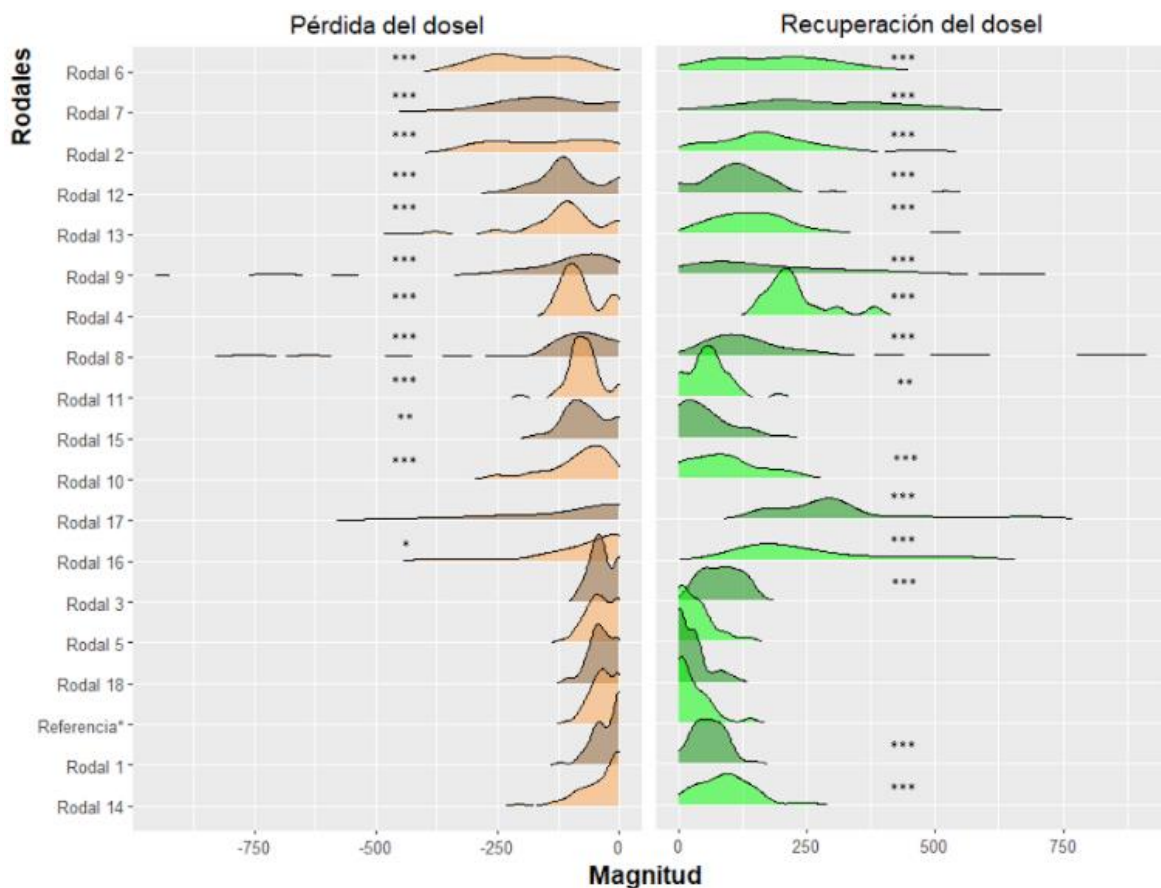


Figura 4. Distribuciones de la magnitud Landtrends de la pérdida y recuperación del dosel por rodal. $p < 0,05$ (*); $p < 0,01$ (**); $p < 0,001$ (***). Los datos están ordenados en orden descendente de acuerdo con la mediana de la pérdida del dosel. El rodal llamado “Referencia*” es la muestra de referencia.

Bosques estudiados *in situ* para la verificación de terreno

Los rodales tuvieron una superficie promedio de 82,3 ha, una densidad de 2138 árboles/ha y 31,5 m²/ha de área basal. En 11 de 18 de estos se realizaron más de 2 parcelas. 16 rodales tuvieron tocones, con media de 793 tocones/ha. Igualmente 5 rodales tuvieron signos de incendio, en promedio se encontraron 2 individuos con cicatriz de incendio y 23 individuos quemados (Cuadro 3).

Cuadro 3. Características de los rodales estudiados.

Nombre del rodal	N° de parcelas	Superficie (ha)	Área basal (m ² /ha)			Densidad (árboles/ha)	Densidad (árboles/parcela)	N° de tocones corte limpio	N° de tocones indeterminados	N° de tocones total	N° de individuos con cicatriz de incendio	N° de individuos quemados
			Mínimo	Media	Máximo							
Rodal 6	2	22,79	25,1	30	34,9	1521	108	70,5	31,5	102	0	0
Rodal 7	1	17,64		22,9		1754	124	51	2	53	0	0
Rodal 2	1	33,66		16,2		1457	103	0	0	0	0	0
Rodal 12	1	153,51		14,5		2518	178	139	13	152	0	0
Rodal 13	1	266,47		37,2		2009	142	-	-	-	-	-
Rodal 9	4	139,22	15,6	17,8	20,6	1015	71,8	112,5	8,5	121	0	0
Rodal 4	1	2,31		37,2		3084	218	0	1	1	0	0
Rodal 8	2	55,7	13,1	14,7	16,2	1811	128	47,5	6,5	54	1	9,5
Rodal 11	3	8,07	49,4	52	55,8	1575	111	2,3	7	9,3	0	0
Rodal 15	2	66,36	22,4	25,1	27,8	1047	74	101	15,5	116,5	0	0
Rodal 10	1	18,76		31,1		1146	81	195	35	230	0	0
Rodal 17	2	37,51	8,8	15,4	22	2561	181	39	0	39	0	0
Rodal 16	1	33,91		32,7		2080	147	0	0	1	4	21
Rodal 3	6	60,44	37,6	45,2	51,4	4131	292	0	0,7	0,7	1,7	15,7
Rodal 5	2	16,22	36,8	37,2	37,5	2631	186	2	4,5	6,5	0	2
Rodal 18	4	216,33	46,4	56	69,9	2440	172	4,2	3,5	7,8	0	0
Rodal 1	3	58,84	29,8	41,1	48,2	3532	250	0	1,7	1,7	0	0
Rodal 14	2	274,14	32,3	40,5	48,8	2186	154	0	6,5	6,5	2	45,5

Los rodales están con el mismo orden de la Figura 4 anterior. En las columnas de densidad, n° de tocones corte limpio, n° de tocones indeterminados, n° de tocones total, n° de individuos con cicatriz de incendio y n° de individuos quemados los valores son promedios de las parcelas de un rodal, las cuales tienen una superficie de 706,5 m² por ser circulares con 15 m de radio. Cabe destacar que hay rodales con 1 sola parcela, cuyos valores pueden no ser representativos para el rodal completo. El rodal 13 no presenta información sobre signos de incendio y número de tocones debido a que no se le recopiló esa información en terreno.

Evaluación de la metodología para identificar el estado de alteración (Landtrendr) con las mediciones *in situ*

De los 16 rodales considerados como alterados de acuerdo a la metodología Landtrendr, a 15 se les registró signos de perturbación en terreno (N° de tocones y N° de árboles con cicatriz de incendio). El 73,33% de los rodales alterados (11 rodales) presentaron árboles con cicatriz de incendio o > 30 tocones, mientras que en el 26,67% restante (4 rodales) tuvieron únicamente alguno de los indicadores propuestos: área basal baja (<20 m²/ha), Superficie del rodal baja (< 10 ha) o Densidad del dosel alta (> 3000 árboles/ha) (Cuadro 4).

Cuadro 4. Comparación entre los indicadores de la alteración y los rodales alterados según Landtrendr.

Nombre del rodal	Pérdida de dosel	Recuperación del dosel	Principal indicador de la alteración	N° de árboles con Cicatriz de incendio > 0	N° de tocones > 30	Área basal promedio < 20 m ² /ha	Superficie del rodal < 10 ha	Densidad > 3000 árboles/ha
Rodal 16	*	***	Incendios	4				
Rodal 14		***		2				
Rodal 3		***		1,7				4131
Rodal 10	***	***	Tala: > 30 tocones		230			
Rodal 6	***	***			102			
Rodal 7	***	***			53			
Rodal 15	**				116,5			
Rodal 12	***	***			152	14,5		
Rodal 9	***	***			121	17,8		
Rodal 8	***	***		1	54	14,7		
Rodal 17		***			39	15,4		
Rodal 2	***	***	Indicador: área basal <20m ² /ha			16,2		
Rodal 4	***	***	Indicador: superficie < 10 ha				2,31	3084
Rodal 11	***	**					8,07	
Rodal 1		***	Indicador: Densidad > 3000 árboles/ha					3532
Rodal 13	***	***	No aplica*	-	-			

p < 0,05 (*); p < 0,01 (**); p < 0,001 (***). Los asteriscos en la pérdida y recuperación del dosel significan diferencias significativas de el rodal en cuestión contra la muestra de referencia. La columna "Principal indicador de alteración" se refiere a la principal posible causa de la pérdida o recuperación con diferencias significativas. En las columnas de: n° de tocones, n° de árboles con cicatriz de incendio, área basal y densidad los valores son promedios de las parcelas de cada rodal, las cuales tienen una superficie de 706,5 m² por su forma circular con 15 m de radio. Las celdas vacías en las columnas 5 a la 9 significan que ese rodal no cumple con la condición de la columna respectiva.

El rodal 13 no se le recopiló su información sobre los signos de incendio y número de tocones, por lo tanto se excluyó de las estadísticas de análisis.

Fue de destacar que todos los rodales (3, 14 y 16) con individuos con cicatriz de incendio tuvieron una recuperación del dosel significativamente diferente en comparación a la muestra de referencia. Asimismo, 4 de 8 rodales que presentaron >30 tocones, tuvieron un área basal inferior a 20 m²/ha. El rodal 2 podría haber entrado en la cifra anterior, ya que presentó un área basal < 20 m²/ha y, a pesar de la ausencia de tocones dentro de la parcela, se registró de su existencia en las cercanías (< 10 m), sin embargo, no fueron cuantificados.

Por otro lado, los rodales categorizados como intactos de acuerdo con la metodología Landtrends (5 y 18) tuvieron entre 6-8 tocones en promedio, en específico el rodal 5 presentó 2 individuos quemados en promedio (Cuadro 3). También es de destacar las 16,22 ha de superficie del rodal 5, inferior a 23,65 ha, la mediana de los rodales del área de estudio.

Funciones alométricas para predecir la altura

Se ajustaron un total de 9 funciones alométricas de diferentes especies para la predicción de la altura mediante el DAP: 1. hualo; 2. peumo; 3. retamilla; 4. corcolén; 5. roble; 6. piñol; 7. arrayán; 8. para un conjunto de especies infrecuentes; 9. para especies exóticas (pino y eucalipto). Estas funciones presentaron un RMSE entre 0,49 a 3,41 m y un sesgo porcentual (PBIAS) entre -0,7 al 0,1%, lo cual no es un sesgo significativo para el general de las regresiones. El hualo y el peumo fueron las especies muestreadas más comunes, con un 79,8% respecto al total entre ambas especies (Apéndice 4). Estas especies contaron con un error absoluto medio (MAE) de 3,0 y 1,9 m respectivamente (Figura 5).

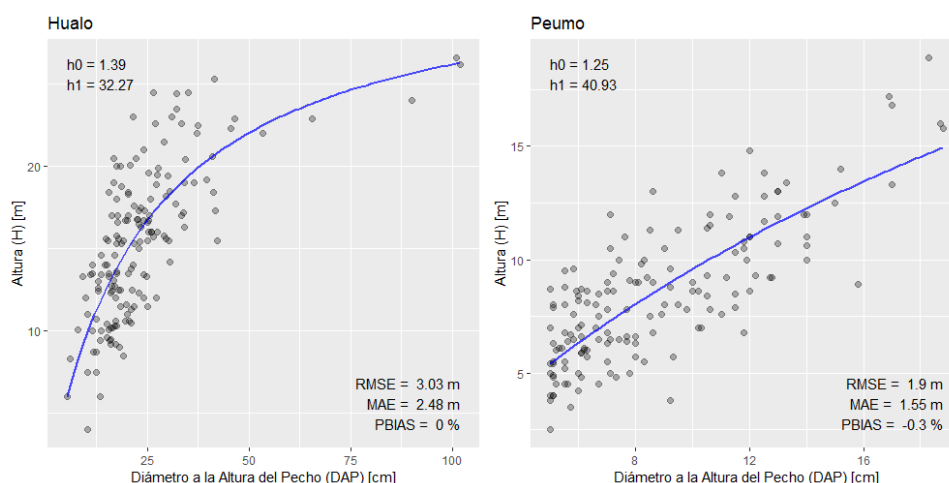


Figura 5. Función alométrica de la relación entre el DAP y la altura del hualo y el peumo. En los gráficos se puede observar el error cuadrático medio (RMSE), el error absoluto medio (MAE) y el sesgo porcentual (PBIAS).

Las especies corcolén y arrayán (Cuadro 5) particularmente presentaron sus parámetros de ajuste alterados. Para el parámetro h_1 (la asíntota de la altura máxima) tuvieron valores de 24.926.166,6 y 142,5 m y para h_0 (El cambio de curvatura) 0,82 y 0,98 respectivamente (Cuadro 5). Esto se debe a que los datos de estas especies en el rango muestreado presentaron

una relación lineal, por lo tanto, el algoritmo de ajuste no determinó apropiadamente dónde trazar la asíntota. De igual manera, el ajuste es adecuado dentro de su rango diamétrico (RMSE=1,41 m para el corcolén y RMSE=2,04 m para el arrayán) (Cuadro 5).

Respecto al resto de las especies, el parámetro h_1 estuvo entre 5,78 y 40,93 m para la retamilla y el peumo respectivamente, el hualo presentó un valor de 32,7 m. En la misma línea, el parámetro h_0 estuvo entre 1,13 y 2,1 para las especies infrecuentes y el piñol respectivamente, es decir, las especies infrecuentes no incrementaron tanto su altura al aumentar su DAP en comparación con las otras especies muestreadas, lo que concuerda con que las especies de este conjunto fueron de bajo dosel. Además, se destaca el hualo y el peumo con unos valores de 1,39 y 1,25 para h_0 respectivamente, en contraste con el pino con un valor de 1,85 (Cuadro 5).

Cuadro 5. Valores de parámetros y estadísticos de las funciones alométricas de la relación entre el DAP y la altura.

Especies	h_0 (cm/m)	h_1 (m)	RMSE (m)	MAE (m)	PBIAS (%)
Hualo (<i>Nothofagus glauca</i>)	1,39	32,27	3,03	2,48	0
Peumo (<i>Cryptocarya alba</i>)	1,25	40,93	1,9	1,55	-0,3
Especies infrecuentes	1,13	21,75	1,9	1,54	-0,3
Retamilla (<i>Retanilla ephedra</i>)	1,62	5,78	0,49	0,41	0
Corcolén (<i>Azara sp.</i>)	0,84	24.926.166,6	1,41	1,16	-0,1
Roble (<i>Nothofagus obliqua</i>)	1,43	35,87	2,28	1,91	-0,1
Piñol (<i>Lomatia dentata</i>)	2,1	14,93	1,31	1,06	0
Arrayán (<i>Luma apiculata</i>)	0,98	142,53	2,04	1,62	0,1
Pino (<i>Pinus radiata</i>) y eucalipto (<i>Eucalyptus globulus</i>)	1,85	31,42	3,41	2,6	-0,7

RMSE (error cuadrático medio); MAE (error absoluto medio); PBIAS (sesgo porcentual).

Comparación de la estructura de parcelas intactas y alteradas

De las 38 parcelas realizadas, 32 se categorizaron en estado alterado y 6 en estado intacto, de acuerdo con la metodología usando Landtrends. Luego de haber realizado regresiones logísticas entre los estados de alteración y las 29 métricas de la estructura del bosque se encontraron relaciones con el área basal, el coeficiente de asimetría del DAP, el DAP máximo y la altura máxima (Cuadro 6 y 7). En donde las parcelas de bosque intacto tendieron a tener una mayor área basal, altura máxima, DAP máximo y coeficiente de asimetría del DAP. Este último indica que los bosques intactos presentaron una mayor frecuencia en encontrar valores extremos en la distribución del DAP, coincidiendo con que el DAP máximo fuera significativo, no obstante, no fueron suficientes valores extremos del DAP como para presentar una media o percentil 95 del DAP con diferencias significativas.

Cuadro 6. Principales características y diferencias estructurales de las parcelas de bosques intactos y alterados.

Variables estructurales	Parcelas de bosque intacto	Parcelas de bosque alterado
Densidad (árboles/parcela)	177,0(±19,3)	163,8(±85,6)
Densidad (árboles/ha)	2539,4(±272,5)	1782,5(±1211,6)
Área basal (m ² /ha)	47,8(±12,8)*	31,6(±13,2)*
Altura máxima del dosel (m)	21,6(±1,8)*	18,7(±2,7)*
Altura promedio del dosel (m)	10,6(±1)	10,2(±1,5)
DAP máximo (cm)	47,6(±14,7)*	33,1(±11,4)*
DAP promedio (cm)	13,3(±2,2)	12,3(±2,9)
Inverso de Berger-Parker (1/d)	2,4(±0,5)	2,5(±0,4)
Número de modas	2,3(±0,5)	2(±0,5)
Cobertura del dosel (%)	96(±8,9)	75,3(±29,8)
Coefficiente de asimetría del DAP	1,7(±1,2)*	1(±0,5)*

p < 0,05 (*); p < 0,01 (**); p < 0,001 (***). Los valores son los promedios de las 6 y 33 parcelas para bosques intactos y alterados respectivamente y entre paréntesis está la desviación estándar (±σ). Los valores con asteriscos (*) son las variables con parámetros significativos en las regresiones logísticas binarias.

En el resto de las 25 variables evaluadas (sección del método: Comparación de la estructura de parcelas intactas y alteradas) no se encontraron relaciones. Se destaca la alta desviación estándar del número de individuos y la cobertura del dosel de las parcelas alteradas en comparación con las intactas (Cuadro 6), esto refleja la amplia gama de condiciones alteradas muestreadas, desde bosques altamente fragmentados (pocos individuos y baja cobertura), bosques densos (más individuos que el bosque intacto y alta cobertura) hasta bosques similares a los intactos (similar número de individuos y alta cobertura).

Cuadro 7. Significancia estadística de los parámetros de las regresiones logísticas binarias que relacionan el estado de alteración con distintas métricas sobre la estructura vertical y horizontal de las parcelas.

Variable	P valor del intercepto (B0)	P valor del parámetro de la variable (B1)
Área basal (m ² /ha)	0,00773 **	0,028 *
Coefficiente de asimetría del DAP	0,00106 **	0,034 *
DAP máximo	0,00286 **	0,023 *
Altura máxima (m)	0,0165 *	0,033 *

p < 0,05 (*); p < 0,01 (**); p < 0,001 (***).

Modelo de regresión logística binaria multivariante

Se descartaron 2 parcelas alteradas del rodal 1 debido a que mostraron valores atípicos en su rh₁₀₀, 2,65 y 4,84 m, en relación con la altura máxima medida en terreno, 23,0 y 10,4 m respectivamente. Quedando un total de 36 parcelas para los análisis con datos GEDI. Cabe

mentar que en los procesos anteriores donde no se utilizó GEDI, se usaron las 38 parcelas muestreadas.

Se añadieron 17 parcelas del rodal intacto número 18 que cumplieron los criterios del procesamiento y limpieza de datos GEDI. En el rodal intacto número 5 ninguna de las parcelas cumplió los criterios. Por lo tanto, quedaron un total de 53 parcelas, 22 intactas y 31 alteradas. Este procedimiento se pudo justificar debido a que la estructura del rodal es homogénea, esto queda evidenciado con 13 parcelas del LABMME que se distribuyen dentro del rodal 18, pero que no son coincidentes con los haces GEDI y, por lo tanto, no se usaron en los métodos de este estudio (Apéndice 2).

Evaluación de observaciones satelitales GEDI con datos empíricos

La evaluación se realizó comparando la altura máxima medida *in situ* contra la métrica GEDI rh_{100} de 30 parcelas (a las restantes no se les midió la altura máxima). La métrica rh_{100} presentó un MAE de 2,85 m y un RMSE de 3,52 m con respecto a las mediciones de altura máxima de las parcelas en terreno (Figura 6).

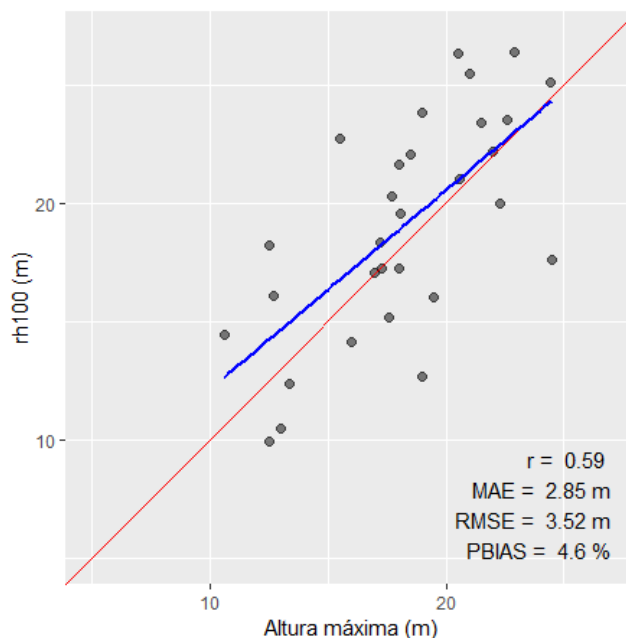


Figura 6. Comparación entre la altura máxima GEDI (rh_{100}) y la altura máxima medida en terreno. En el gráfico se pueden observar el coeficiente de correlación de pearson (r), el error absoluto medio (MAE), el error cuadrático medio (RMSE) y el sesgo porcentual (PBIAS).

Selección de métricas GEDI

Se encontró que 27 de las 43 métricas GEDI evaluadas tuvieron diferencias significativas entre los haces intactos y alterados. Las 17 no significativas fueron excluidas de la selección de las métricas. Las métricas que presentaron mayores diferencias de acuerdo al estadígrafo de Cohen ($d \leq 0,8$), ordenadas de mayor a menor, fueron: espesor del estrato 10; cobertura del dosel; PAVD 10-15 m; rh_{20} ; rh_{10} ; espesor del estrato 1; PAI 5-10 m; Hierbas; PAI 0-5 m; espesor del estrato 7; rh_{30} (Apéndice 5).

Por otro lado, al usar los 5 grupos de métricas similares: 1. espesor_x; 2. PAI por estratos de 5 m; 3. PAVD por estratos de 5 m; 4. rh_x; y 5. métricas restantes (Cuadro 2), se determinaron 10 métricas que presentaron las mayores diferencias entre los estados de alteración de acuerdo al estadígrafo d de Cohen (Apéndice 5) y que no presentaron una correlación de Spearman alta ($r_s > 0,7$): espesor del estrato 1, 7 y 10; PAI 5-10 m; PAVD 0-5 m; PAVD 10-15 m; rh₂₀; cobertura; espesor mínimo y VHD (Apéndice 6).

Desempeño del modelo

El Espesor 10 (Esp10) y el Espesor 1 (Esp1) fueron las variables que realizaron un mejor modelo de entre las 10 que se determinaron en la selección de métricas GEDI. La ecuación 3 muestra la función logit para el cálculo de la probabilidad, la cual fue calibrada con el uso del 100% del conjunto de datos. El valor 0 es la clase para el estado intacto y el 1 es la clase para el estado alterado de los haces GEDI.

$$P(Y = 1) = \frac{1}{1 + e^{-(0,4574 + 0,2500 * \text{Esp1} - 0,5171 * \text{Esp10})}} \quad (\text{Ecuación 6})$$

La métrica que más ponderó fue el espesor 10, con un parámetro de -0,5171. Al aumentar el espesor 10, es decir, el aumento del porcentaje de energía reflejada en el estrato más alto, aumentan las probabilidades de un estado intacto. Por otro lado, el espesor 1 cuenta con un parámetro de 0,2500, por lo tanto, ponderó menos que el espesor 10. La disminución del espesor 1 aumenta la probabilidad de un estado intacto.

Cabe destacar que el espesor del estrato 10 fue el estrato que menor porcentaje de energía promedio de todos los haces GEDI usados en el ajuste el modelo, contando con un 3,32% de energía, mientras que el resto de los espesores tuvieron un rango de 6,53 al 10,66% para el espesor 2 y 7 respectivamente. Por lo tanto, en el espesor 10 no hubo tanta densidad de biomasa en comparación con los otros estratos. Por otro lado, se observó que los 5 estratos más altos (espesor 6 al 10) de la curva del espesor del follaje promedio para los haces intactos (Apéndice 7) se reflejó mayor cantidad de energía que para los haces alterados, sin embargo, en los 2 estratos más bajos (espesor 1 y 2) el porcentaje de energía reflejada fue menor en los haces intactos (Apéndice 5 y 7).

Respecto a las métricas derivadas de la matriz de confusión de la validación cruzada (Cuadro 8), el modelo tuvo una exactitud de 66,67% (con un intervalo de confianza del 95% del 34,89 al 90,08%) y un coeficiente kappa de Cohen de 35,14%, el que se considera aceptable (Landis y Koch, 1977; Warrens, 2015). Asimismo, el modelo presentó un menor error al clasificar los bosques intactos que los alterados, debido a que el 20,00% de los haces intactos fue clasificado como alterado (error de omisión para bosques intactos), mientras que el 42,86% de los haces alterados fueron clasificados como intactos (error de omisión para bosques alterados). En este caso, el error de omisión y comisión son lo mismo expresado de forma diferente (Cuadro 8).

Cuadro 8. Matriz de confusión de la validación cruzada de Monte Carlo del modelo de regresión logística binaria.

Estados predichos	Estados observados		Error de comisión (%)
	Alterado	Intacto	
Alterado	4	1	20,00
Intacto	3	4	42,86
Error de omisión (%)	42,86	20,00	

Espacialización del modelo predictivo al área de estudio

Al espacializar el modelo sobre los haces GEDI dentro de los rodales del área de estudio se obtuvo que, del total de 986 haces, el 31,95% fueron clasificados en el estado intacto, mientras que el restante 68,05% fue clasificado como alterado. Casi la totalidad de los rodales presentaron haces GEDI de ambos estados de alteración, pero en distinta proporción (Figura 7).

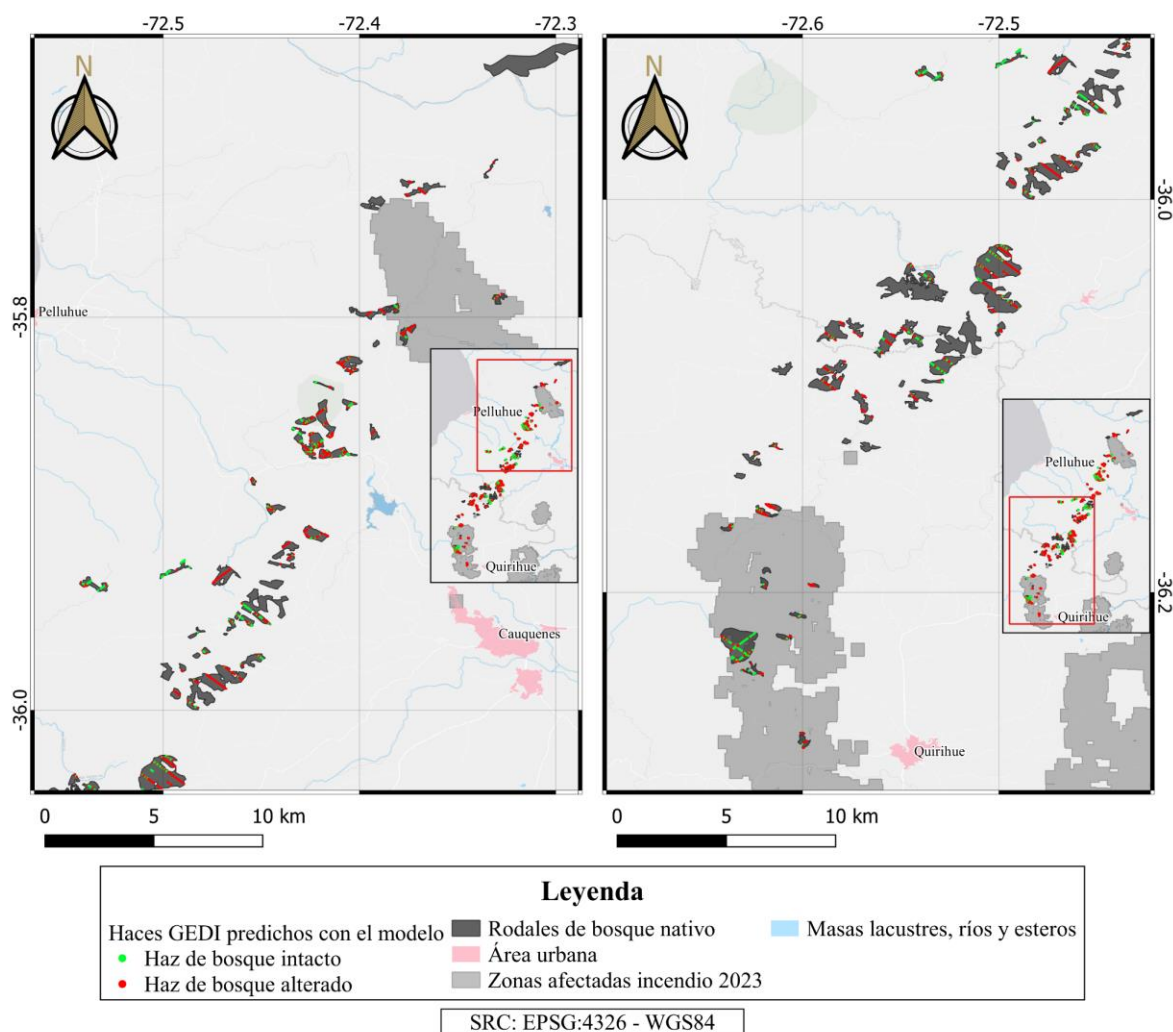


Figura 7. Modelo predictivo especializado en los haces GEDI. El panel de la izquierda considera la zona norte del área de estudio y el de la derecha la zona sur. Se añadió la huella

del mega-incendio ocurrido el primer trimestre de 2023 (Duran, 2023; NASA FIRMS, s.f.) para considerar la última gran perturbación en el área de estudio, debido a que se identificaron con Landtrendr las perturbaciones hasta el año 2022. Por lo tanto, hay haces clasificados como intactos que por este incendio son alterados actualmente.

En el área de estudio hubo 65 rodales, los que abarcaron una superficie de 3014,72 ha, con una mediana de 23,65 ha por rodal. Al promediar la predicción del modelo de cada haz GEDI en cada rodal, se obtuvo que 14 rodales fueron clasificados en el estado intacto (el 22%), en cambio, los 51 restantes se clasificaron en el estado alterado (el 78%). Esto corresponde a una superficie de 2369,85 ha para los rodales clasificados como alterados (el 78,6%), mientras que 644,87 ha de bosque fueron clasificadas en el estado intacto (el 21,4%). Se destaca que tan solo 3 rodales intactos superaron las 90 ha (Figura 8).

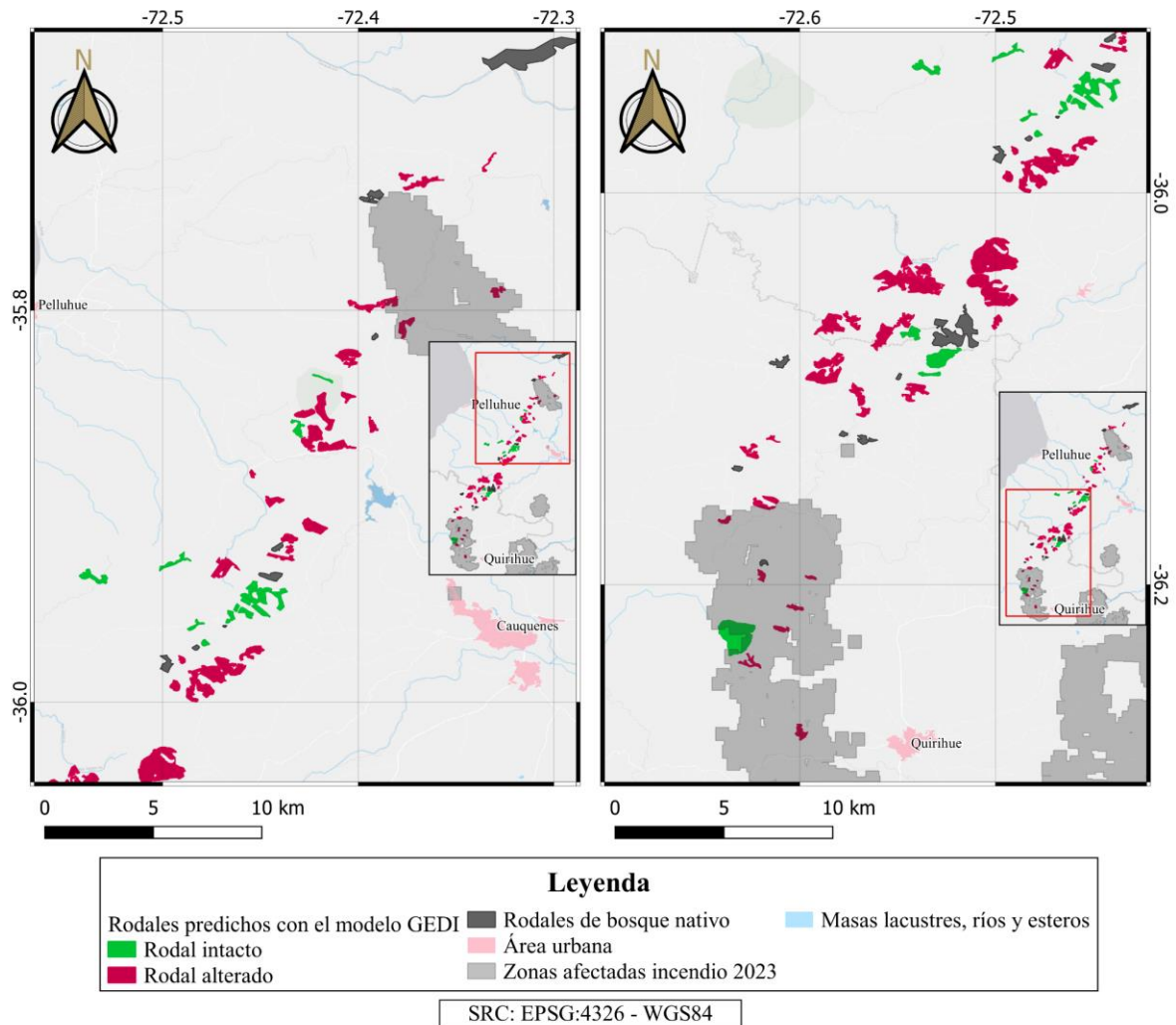


Figura 8. Modelo predictivo especializado a nivel de rodal. El panel de la izquierda considera la zona norte del área de estudio y el de la derecha la zona sur. Se añadió la huella del mega-incendio ocurrido el primer trimestre de 2023 (Duran, 2023; NASA FIRMS, s.f.) para considerar la última gran perturbación en el área de estudio, debido a que se identificaron con Landtrendr las perturbaciones hasta el año 2022. Por lo tanto, hay rodales clasificados como intactos que por este incendio son alterados actualmente.

Este modelo predictivo con el promedio a nivel rodal (Figura 8) obtuvo 10 aciertos de un total de 15 rodales (66,67%) en el estado alterado (Cuadro 9). En cambio, en el estado intacto solo son 2 rodales, con un 50% de aciertos. Hay que considerar que este no es un tipo de validación del modelo (como la validación cruzada), por lo tanto, no refleja el desempeño de este, sino que es para conocer la existencia del error que podría tener este mapa a escala de rodal (Figura 8).

Cuadro 9. Evaluación del desempeño del modelo a escala de rodal.

Nombre del rodal	Estado de alteración real	Estado de alteración predicho	Probabilidad de ser del estado alterado (%)	N° de haces
Rodal 6	Alterado	Intacto	42,1	14
Rodal 7	Alterado	Alterado	76,89	4
Rodal 2	Alterado	Alterado	77,48	25
Rodal 12	Alterado	Alterado	91,98	38
Rodal 13	Alterado	Alterado	66,15	89
Rodal 9	Alterado	Intacto	48,19	27
Rodal 4	Alterado	-	-	-
Rodal 8	Alterado	Alterado	71,64	43
Rodal 11	Alterado	Intacto	34,55	5
Rodal 15	Alterado	Alterado	68,93	20
Rodal 10	Alterado	Intacto	36,33	10
Rodal 17	Alterado	Alterado	90,41	12
Rodal 16	Alterado	Intacto	43,51	9
Rodal 3	Alterado	Alterado	76,47	31
Rodal 5	Intacto	Alterado	50,65	15
Rodal 18	Intacto	Intacto	0,39	81
Rodal 1	Alterado	Alterado	59,71	16
Rodal 14	Alterado	Alterado	60,78	14

La columna “probabilidad de ser alterado (%)” es el resultado de la función logit del modelo (a nivel de haz GEDI) promediado para el rodal en cuestión. El rodal 4 fue excluido debido a que no estaba presente en la rodalización del LABMME.

DISCUSIÓN

En la presente investigación se demostró que el LiDAR satelital GEDI es adecuado para evaluar el estado intacto y alterado en bosques caducifolios altamente fragmentados situados en áreas con topografía compleja. Se encontró que en los bosques Maulinos costeros la mayoría de los rodales (51) fueron clasificados como alterados y el resto (14) como intactos, con tan solo 3 rodales intactos que superaron las 90 ha. A continuación, se discutirán los hallazgos en el orden de los objetivos específicos.

Landtrendr como herramienta para identificar el estado de alteración de los bosques

Esta investigación desarrolló una metodología innovadora para identificar el estado de alteración de los bosques a nivel de rodal, utilizando la herramienta Landtrendr el cual, a diferencia de estudios anteriores que identificaron bosques intactos a través de la ausencia de perturbación detectable (Tyukavina *et al.*, 2016; Potapov *et al.*, 2017; Vogeler *et al.*, 2020), en esta investigación se compararon los rodales con una muestra de referencia para clasificarlos como intactos o alterados, lo que permitió establecer límites más precisos y objetivos entre ambos estados (Parkes *et al.*, 2003; Vásquez-Grandón *et al.*, 2018).

Con esta metodología Landtrendr se obtuvo una exactitud del 73,33% en comparación con los registros tomados en terreno sobre signos de incendios y evidencia de tala, Nguyen *et al.* (2018) presentó exactitudes similares de 78,6% y 72,3% para eventos de perturbación primaria y secundaria, respectivamente. Igualmente, los rodales que se clasificaron como alterados de acuerdo con Landtrendr y no presentaron signos de incendios o de tala *in situ*, presentaron características atípicas para lo esperado en un bosque intacto, es decir, área basal baja ($< 20 \text{ m}^2/\text{ha}$), superficie del rodal baja ($< 10 \text{ ha}$) o densidad del dosel alta (> 3000 árboles/ha), por lo tanto, pese a no encontrar signos de incendios y tala, se piensa que fueron categorizados correctamente. En futuros estudios se podría explorar la existencia de una relación entre la pérdida y recuperación del dosel de Landtrendr con un área basal baja ($< 20 \text{ m}^2/\text{ha}$), Superficie del rodal baja ($< 10 \text{ ha}$) o Densidad del dosel alta (> 3000 árboles/ha).

Aunque se trabajó con un periodo Landtrendr de 1984-2022 (39 años), es posible que la herramienta de GEE detecte perturbaciones de hasta aproximadamente 50 años, al menos en incendios, debido a que se ha observado que índices de vegetación (entre ellos NBR) tardaron al menos 7 a 10 años en recuperar el nivel que presentaba previo a un incendio forestal (Bright *et al.*, 2019; Hao *et al.*, 2022). Esto permitiría cumplir con el periodo sin perturbación de la definición de bosque intacto planteada: “*son bosques que no presentan signos de actividad humana significativa detectables en los últimos 50 años, y que presentan una estructura heterogénea que permita inferir que se ha desarrollado de forma natural*” (Rouvinen y Kouki, 2008; Gutiérrez *et al.*, 2009; Potapov *et al.*, 2017; Gutiérrez *et al.*, 2021).

Los resultados de los rodales 3, 14 y 17 podrían ser evidencia de lo anterior, debido a que al ocurrir una perturbación Landtrendr primero capta una pérdida de dosel y luego una recuperación (Kennedy *et al.*, 2010). No obstante, estos rodales presentaron únicamente diferencias significativas en la recuperación del dosel en comparación con la muestra de referencia, encontrándose en terreno signos evidentes de perturbación pasada sobre tala o incendios. Por lo tanto, es probable que estas perturbaciones hayan ocurrido antes del período de observación de Landtrendr, lo que sugiere que esta herramienta puede detectar cambios más allá de su período de análisis.

Se deben tener presente las limitaciones de Landtrendr al ser un tipo de teledetección óptica, es decir, se enfoca principalmente en los cambios en la cubierta del dosel. De esta manera, la biomasa total o alteraciones que se estén produciendo debajo del dosel podrían no ser detectadas por esta herramienta óptica, por ejemplo, la recolección de leña, el pastoreo o el raleo por lo bajo (Morales-Barquero *et al.*, 2014). Adicionalmente, Nguyen *et al.* (2018) reporta que Landtrendr tiene dificultades para detectar perturbaciones de baja gravedad (e.g. incendios de baja intensidad, tala selectiva, insectos y sequías) ya que a menudo se confunde

con el ruido producido por correcciones atmosféricas y geométricas imperfectas, la fenología de la vegetación, las variaciones del ángulo solar y la degradación del sensor (Cohen *et al.*, 2018).

Estructura de bosques Maulinos costeros intactos y alterados

Se logró capturar un amplio espectro de alteración para el área de estudio en los 18 rodales muestreados, esto se puede observar en las distintas condiciones de cada rodal y los distintos niveles de pérdida y recuperación de dosel de Landtrends (Figura 4 y cuadro 3 y 5). Esto también se evidencia en la alta variabilidad estructural de los rodales, con un rango de 14,7 - 56,0 m²/ha en su área basal y 1015 - 4131 árboles/ha de densidad de árboles (Cuadro 3). Con tal de reforzar lo anterior, en la literatura para bosques de hualo se han registrado áreas basales de 23,6 m²/ha (Muñoz *et al.*, 2013) hasta 61,5 m²/ha (Santelices y Stephan, 1998, como se citó en Santelices *et al.*, 2020). Igualmente, Muñoz *et al.* (2013) reportaron unas densidades de 1326 hasta 2004 árboles/ha.

En cuanto a las diferencias entre bosque de estado intacto y alterado, los resultados de la información del terreno indican que los bosques intactos tendieron a presentar un mayor área basal y algunos individuos con altura y DAP máximo significativamente mayor que los bosques alterados. El no encontrar diferencias en otras métricas *in situ* podría deberse a que los rodales del área de estudio son jóvenes (< 100 años) y no presentan grandes diferencias en su rango etario, en comparación a bosques del sur de Chile con una edad estimada de hasta 404 años en la isla de Chiloé (Gutiérrez *et al.*, 2008a; Gutiérrez *et al.*, 2009). De acuerdo con un estudio dendrocronológico realizado por Urrutia-Jalabert *et al.* (no publicado) con mediciones del año 2021, el árbol más antiguo del rodal intacto número 18 data del año 1914, el cual contó con un DAP de 102 cm, siendo este el mayor DAP de todos los árboles medidos en las parcelas de este estudio, por lo tanto, es posible que este sea el rodal más antiguo medido.

Bosques Maulinos costeros, sus estados de alteración y LiDAR GEDI: insumos para la restauración y conservación

Los bosques Maulinos costeros están dentro de uno de los 36 Hotspot de biodiversidad global y al mismo tiempo se encuentran amenazados por el creciente número e intensidad de los incendios (González *et al.*, 2011; Urrutia-Jalabert *et al.*, 2018), facilitando la invasión de *Pinus radiata* (Gómez *et al.*, 2019), lo que los lleva a estar en riesgo de colapso ecosistémico (Alaniz *et al.*, 2016). Por ello esta razón, es importante su rehabilitación, restauración y conservación, tomando relevancia los resultados de este estudio, debido a que en estas materias los 2 mapas derivados del modelo del estado de alteración indican que los LiDAR satelitales como GEDI pueden ser usados como insumo para la evaluación integral de los rodales.

Los estados de alteración de los bosques Maulinos costeros se diferenciaron significativamente en 27 de 43 métricas LiDAR, no obstante, varias de estas estuvieron

altamente correlacionadas ($r_s > 0,7$), por esta razón se redujo su número de las 27 métricas significativas a solo 10 para ser evaluadas en el modelo. A partir de la curva del espesor del follaje (Apéndice 7) se interpreta que los bosques intactos presentaron un dosel superior con significativamente mayor biomasa (mayor cantidad de hojas y ramas) que los bosques alterados, debido a que presentaron mayor energía reflejada en los estratos 6 al 10. Igualmente, se podría entender que en la parte inferior del dosel los bosques intactos presentaron significativamente menor biomasa que en los bosques alterados, ya que tuvieron menor energía reflejada en los estratos 1 y 2 en la curva del espesor del follaje. No obstante, no se puede asegurar tal hallazgo debido a la atenuación de la energía a medida que el láser pasa a través del perfil del bosque, por lo tanto, una mayor densidad de hojas y ramas en los estratos más altos influyó, en parte, a que haya una menor densidad en los estratos 1 y 2 para los bosques intactos en comparación con los alterados, lo que se puede desprender de una correlación negativa ($r_s = -0,6$) entre el espesor 10 y 1 en los haces intactos (Apéndice 6).

Las métricas que realizaron el mejor modelo fueron el espesor 1 y 10, en donde se obtuvo una exactitud de (66,67%), lo que se considera adecuado al estar cercano al 70,5% de exactitud del estudio de Spracklen y Spracklen (2021) quienes predicen los bosques de hoja ancha antiguos (old-growth forest) en Ucrania con un modelo de *random forest* usando métricas GEDI. Esto refuerza el que los LiDAR satelitales como GEDI son adecuados para identificar diferentes estados en los bosques, incluso en aquellos de tipo caducifolio que se encuentran altamente fragmentados y en un área con topografía compleja, como se pudo demostrar en el presente estudio.

Rehabilitación, restauración y conservación de los bosques Maulinos costeros

Los 2 mapas derivados del modelo predictivo (Figura 7 y 8) del estado de alteración pueden ser usados como insumo para la evaluación integral de los rodales. Los rodales intactos podrían evaluarse para solicitar su declaración como áreas silvestres protegidas del estado o para su desarrollo como iniciativa de conservación privada (áreas bajo protección privada o comunitaria; ASÍ Conserva Chile y Fundación Tierra Austral, 2020). Igualmente podrían servir como referencia en cuanto a su estructura y composición para la restauración. En cambio, los rodales alterados podrían ser candidatos para restauración. Además, los bosques afectados por el mega-incendio del primer trimestre de 2023 (Figura 8, Duran, 2023), ya sea intacto o alterado, podrían ser rehabilitados (Murcia *et al.*, 2017).

De acuerdo con los resultados obtenidos, únicamente 3 de los 14 rodales intactos lograron superar las 90 hectáreas, pudiendo ser de principal interés para su designación como áreas silvestres protegidas del estado o como iniciativas de conservación privada (ASÍ Conserva Chile y Fundación Tierra Austral, 2020). Sin embargo, es importante tener en cuenta que uno de estos rodales, el número 18 usado como referencia, fue afectado por el incendio del primer trimestre de 2023. Por lo tanto, se requeriría llevar a cabo tareas de rehabilitación antes de considerar su declaración como área protegida.

Recomendaciones para el uso de los mapas sobre el estado de alteración

Es recomendable que ambos mapas de la extrapolación del modelo (Figura 7 y 8) sean utilizados por expertos que puedan cubrir sus incertidumbres con otros conocimientos sobre los rodales en cuestión. Para ello se mencionan las siguientes sugerencias:

1. Se sugiere usar un DEM para considerar que en pendientes $> 30^\circ$ pueden aumentar las probabilidades de una predicción errónea, debido a que el modelo se ajustó con datos con pendientes menores a 30° . Además, el error en la estimación de la altura aumenta con la pendiente (Liu *et al.*, 2021; Dhargay *et al.*, 2022).
2. Para tener mayor certeza sobre si un rodal podría estar intacto, se sugiere: I. realizar una evaluación en terreno, considerando las variables estructurales y de intervención humana (tocones y signos de incendio); II. se podría evaluar el rodal intacto en cuestión con Landtrendr al compararlo con los valores de la muestra de referencia o III. se podría usar información auxiliar, tal como la altura máxima del rodal, la cobertura del dosel o evaluar visualmente su estado mediante GEP.

¿Podría la metodología Landtrendr ser suficiente para mapear el estado de alteración de los bosques?

De la presente investigación se desprende el cuestionamiento de si la metodología Landtrendr por sí sola es suficiente para evaluar el estado de alteración de los bosques o si es necesario en conjunto a un posterior modelo predictivo con LiDAR GEDI. A continuación, se discuten ventajas y desventajas sobre ambos caminos metodológicos.

Utilizar únicamente la metodología Landtrendr permite una evaluación del estado de alteración más precisa, siempre que las rodalizaciones sean adecuadas, es decir, se evite el ruido de la incorporación de tipos de cobertura distinta a los bosques nativos. Además, no requiere del preprocesamiento de datos LiDAR ni de la generación del modelo respectivo, sin embargo, si el número de rodales es elevado, podría requerir un gran esfuerzo para realizar las rodalizaciones respectivas.

En cambio, usar Landtrendr y GEDI en conjunto para evaluar el estado de alteración ofrece una predicción a escala del haz de luz GEDI, permitiendo tener mayor detalle sobre los bosques en cuestión. Otra ventaja es que podría requerir una cantidad considerablemente menor de rodalizaciones en áreas extensas, debido a que solo necesita las suficientes (e.g. 18 como en el presente estudio) para entrenar y validar el modelo para luego extrapolar al resto del área. No obstante, debido al término de la vida útil de GEDI, en el futuro se volverá información desactualizada para evaluar el estado de alteración, por lo tanto, habría que esperar el lanzamiento de un nuevo LiDAR satelital con datos de acceso abierto para realizar evaluaciones del estado de alteración.

En síntesis, se recomienda utilizar Landtrendr y GEDI únicamente cuando sea necesario realizar una cantidad considerable de rodalizaciones y dentro del corto plazo. En cualquier otro caso, la metodología que utiliza únicamente Landtrendr podría ser la mejor opción. En futuras investigaciones se podría utilizar esta metodología restringiendo los rodales a evaluar por su superficie (e.g. > 100 ha) o también se podría evaluar el potencial de la metodología con rodalizaciones de instituciones del estado como el Catastro Vegetacional de CONAF

(2017b), en donde se tendría que aplicar una zona buffer para evitar coberturas distintas a los bosques en cuestión.

CONCLUSIONES

LiDAR satelital GEDI es adecuado para evaluar el estado de alteración en bosques caducifolios, altamente fragmentados y situados en áreas de topografía compleja, ya que la clasificación del estado de alteración usando métricas estructurales GEDI fue razonablemente exitosa, con una exactitud del 66,67%. Se identificó que, de los 65 rodales evaluados en los bosques Maulinos costeros, 14 rodales se encuentran en estado intacto, de estos solo 3 superaron las 90 ha de superficie. Estos rodales son de principal interés para su designación como áreas silvestres protegidas del estado o su desarrollo como iniciativa de conservación privada, especialmente porque este ecosistema boscoso se encuentra en riesgo de colapso debido a su intenso historial de cambio de uso de suelo y la presencia creciente de incendios.

Se logró generar una metodología con la herramienta Landtrendr con la cual es posible identificar bosques de estado intacto y alterado. Los bosques Maulinos costeros intactos se caracterizan por tener un mayor área basal, presentando árboles más altos y con un mayor DAP en comparación con los bosques alterados. Asimismo, los bosques intactos tuvieron significativamente mayor cantidad de hojas y ramas en la mitad superior del dosel de acuerdo con los porcentajes de energía reflejada de GEDI. Por otro lado, 27 de 43 métricas GEDI son significativamente diferentes entre los estados de alteración de los bosques, aunque la mayoría estuvieron altamente correlacionadas ($r_s > 0,7$).

Para futuras investigaciones sobre la evaluación del estado de alteración de los bosques, se sugiere que la metodología generada con la herramienta Landtrendr es suficiente por sí sola en la mayoría de los casos. Utilizar la metodología Landtrendr en conjunto con un modelo GEDI se recomienda únicamente cuando se requiera evaluar una cantidad considerable de rodales en el corto plazo.

LITERATURA CITADA

- Alaniz, A. J., M. Galleguillos, y J.F. Pérez-Quezada. 2016. Assessment of quality of input data used to classify ecosystems according to the IUCN Red List methodology: The case of the central Chile hotspot. *Biological Conservation* 204: 378-385.
- Armesto, J. J., M. A. Bustamante-Sánchez, M. F. Díaz, M. E. González, A. Holz, M. Nuñez-Avila, y C. Smith-Ramírez. 2009. Fire disturbance regimes, ecosystem recovery and restoration strategies in Mediterranean and temperate regions of Chile. p. 553-584. In: Cerdà, A., y P. R. Robichaud (eds.) *Fire effects on soils and restoration strategies*. CRC Press. Moscow, Idaho, United States.
- Arnold, F. E., C. Sepúlveda, J. San Martín, D. Boshier, P. Penailillo, T. Lander, P. Garrido, S. Harris, y W. Hawthorne. 2009. Propuesta de una estrategia de conservación para bosques nativos de la sub-región costera del Maule. Proyecto Darwin Maule. Talca, Chile.
- Arroyo, M., P. Marquet, C. Marticorena, J. Simonetti, F. S. La Cavieres, R. Rozzi, y F. Masardo. 2006. El hotspot chileno, prioridad mundial para la conservación. p. 94-97. In: *Biodiversidad de Chile: Patrimonios y desafíos*. Ocho Libros Editores, Santiago, Chile.
- ASÍ Conserva Chile y Fundación Tierra Austral. 2020. Estándares para la conservación privada en Chile. Santiago, Chile. 200p. Disponible en <https://www.derechoaconservar.cl/wp-content/uploads/2021/03/estandares-para-conservar-drc.pdf> (Consultado en junio de 2023).
- Attis Beltrán, H., L. M. Chauchard, y G. Martínez Pastur. 2015. Curvas preliminares de índice de sitio para bosques puros y mixtos de *Nothofagus alpina* y *Nothofagus obliqua* en la Patagonia Argentina. *Bosque (Valdivia)* 36(2): 275-285.
- Attiwill, P. M. 1994. The disturbance of forest ecosystems: the ecological basis for conservative management. *Forest Ecology and Management* 63(2-3): 247-300.
- Bailey, R. L., y T. R. Dell. 1973. Quantifying diameter distributions with the Weibull function. *Forest Science* 19(2): 97-104.
- Barrera, D. 2017. Emergencia incendios forestales 2017. Chile: ODEPA. Disponible en <https://www.odepa.gob.cl/wp-content/uploads/2017/12/incendios2017.pdf> (Consultado en septiembre de 2021).
- Battisti, C., G. Poeta, y G. Fanelli. 2016. *An introduction to disturbance ecology*. Springer, Rome, Italy.
- Becerra, P., y J. Simonetti. 2020. Diversidad de plantas nativas y exóticas en fragmentos de bosque y plantaciones forestales en un paisaje costero de Chile central. *Bosque (Valdivia)* 41(2): 125-136.
- Beck, H. E., N. E. Zimmermann, T. R. McVicar, N. Vergopolan, A. Berg, y E. F. Wood. 2018. Present and future Köppen-Geiger climate classification maps at 1-km resolution. *Scientific data* 5(1): 1-12.
- Benítez-Malvido, J., y M. Martínez-Ramos. 2003. Impact of forest fragmentation on understory plant species richness in Amazonia. *Conservation biology* 17(2): 389-400.

- Bright, B. C., A. T. Hudak, R. E. Kennedy, J. D. Braaten, y A. Henareh Khalyani. 2019. Examining post-fire vegetation recovery with Landsat time series analysis in three western North American forest types. *Fire Ecology* 15(1): 1-14.
- Broadbent, E. N., G. P. Asner, M. Keller, D. E. Knapp, P. J. Oliveira, y J. N. Silva. 2008. Forest fragmentation and edge effects from deforestation and selective logging in the Brazilian Amazon. *Biological conservation* 141(7): 1745-1757.
- Brothers, T. S., y A. Spingarn. 1992. Forest fragmentation and alien plant invasion of central Indiana old-growth forests. *Conservation Biology* 6(1): 91-100.
- Bustamante, R. O., J. A. Simonetti, A. A. Grez, y J. San Martín. 2005. Fragmentación y dinámica de regeneración del bosque Maulino: diagnóstico actual y perspectivas futuras. In Smith-Ramírez, C., J. J. Armesto, y C. Valdovinos (eds.) *Historia, biodiversidad y ecología de los bosques costeros de Chile*. Universitaria S.A., Santiago, Chile.
- Caviedes, J., y J. T. Ibarra. 2017. Influence of anthropogenic disturbances on stand structural complexity in Andean temperate forests: implications for managing key habitat for biodiversity. *PloS one* 12(1): e0169450.
- Chaplin-Kramer, R., I. Ramler, R. Sharp, N. M. Haddad, J. S. Gerber, P. C. West, L. Mandle, P. Engstrom, A. Baccini, S. Sim, C. Mueller, y H. King. 2015. Degradation in carbon stocks near tropical forest edges. *Nature communications* 6(1): 10158.
- Chiarucci, A., y G. Piovesan. 2020. Need for a global map of forest naturalness for a sustainable future. *Conservation Biology* 34(2): 368-372.
- Cohen, J. (1988). *Statistical power analysis for the behavioral sciences*. Second edition. Academic press. New York, USA.
- Cohen, W. B., S. P. Healey, Z. Yang, S. V. Stehman, C. K. Brewer, E. B. Brooks, N. Gorelick, C. Huang, M. J. Hughes, R. E. Kennedy, T. R Loveland, G. G. Moisen, T. A. Schroeder, J. Vogelmann, C. E. Woodcock, L. Yang y Z. Zhu. 2017. How similar are forest disturbance maps derived from different Landsat time series algorithms?. *Forests* 8(4): 98.
- Cohen, W. B., Z. Yang, S. P. Healey, R. E. Kennedy, y N. Gorelick. 2018. A LandTrendr multispectral ensemble for forest disturbance detection. *Remote sensing of environment* 205: 131-140.
- Comisión Nacional del Medio Ambiente (CONAMA). s.f. Estrategia regional y plan de acción para la biodiversidad región del BioBio. Chile. Disponible en https://biodiversidad.mma.gob.cl/wp-content/uploads/2018/05/articles-48847_EstrategiaRegionalBiodiversidadPDA_8.pdf (Consultado en septiembre de 2021).
- Comisión Nacional del Medio Ambiente (CONAMA). 2002. Estrategia y plan de acción para la biodiversidad en la VII región del Maule. Chile. Disponible en http://metadatos.mma.gob.cl/sinia/articles-37025_pdf_maule.pdf (Consultado en septiembre de 2021).
- COPERNICUS. 2018. Fundamentos de teledetección aplicada. Disponible en https://www.ign.es/web/resources/docs/IGNCnig/actividades/OBS/Programa_Marco_Copernicus_User_Uptake/2_Fundamentos_teledeteccion_aplicada.pdf (Consultado en septiembre de 2021).

Corporación Nacional Forestal (CONAF). 2017a. Análisis de la Afectación y Severidad de los Incendios Forestales ocurridos en enero y febrero de 2017 sobre los usos de suelo y los ecosistemas naturales presentes entre las regiones de Coquimbo y Los Ríos de Chile. Informe Técnico. Santiago, Chile. 56p.

Corporación Nacional Forestal (CONAF). 2017b. Catastro Vegetacional. Santiago, Chile. Disponible en <https://www.conaf.cl/nuestros-bosques/bosques-en-chile/catastro-vegetacional/> (Consultado en septiembre de 2021).

Courvoisier, D. S., C. Combescure, T. Agoritsas, A. Gayet-Ageron, y T. V. Perneger. 2011. Performance of logistic regression modeling: beyond the number of events per variable, the role of data structure. *Journal of clinical epidemiology* 64(9): 993-1000.

De la Barrera, F., y V. Ruiz. 2017. Evaluación del impacto de los incendios de Chile Centro-Sur en el verano del año 2017 - Primera entrega. International Association of Landscape Ecology (IALE). Chile.

Decreto N° 13. 3 de abril de 1995. Declara monumento natural las especies forestales queule, pitao, belloto del sur, belloto del norte y ruil. Santiago, Chile. Disponible en: <https://www.bcn.cl/leychile/navegar?idNorma=19643>

Decreto N° 151. 24 de marzo de 2007. Oficializa primera clasificación de especies silvestres según su estado de conservación. Santiago, Chile. Disponible en: <https://www.bcn.cl/leychile/navegar?idNorma=19643>

Dhargay, S., C. S. Lyell, T. P. Brown, A. Inbar, G. J. Sheridan, y P. N. Lane, P. N. 2022. Performance of GEDI space-borne LiDAR for quantifying structural variation in the temperate forests of South-Eastern Australia. *Remote Sensing* 14(15): 3615.

Díaz-Hormazábal, I., y M. E. González. 2016. Análisis espacio-temporal de incendios forestales en la región del Maule, Chile. *Bosque (Valdivia)* 37(1): 147-158.

Dubayah, R., J. B. Blair, S. Goetz, L. Fatoyinbo, M. Hansen, S. P. Healey, M. Hofton, G. Hurtt, J. R. Kellner, S. Luthcke, J. Armston, H. Tang, L. Duncanson, S. Hancock, P. C. Jantz, S. Marselis, P. L. Patterson, W. Qi, y C. Silva. 2020a. The Global Ecosystem Dynamics Investigation: High-resolution laser ranging of the Earth's forests and topography. *Science of remote sensing*, 1: 100002.

Dubayah, R., J. B. Blair, S. Goetz, M. Hansen, S. Healey, M. Hofton, G. Hurtt, L. Fatoyinbo, J. Kellner, S. Luthcke, J. Armston, P. Burns, L. Duncanson, P. Patterson, S. Hancock, P. Jantz, D. Minor, W. Qi, H. Tang, S. Marselis, J. Bruening, y J. Pontius. 2020b. GLOBAL Ecosystem Dynamics Investigation (GEDI) Level 02 User Guide, for SDPS PGEVersion 1 (P001) of GEDI L2A Data and SDPS PGEVersion 1 (P001) of GEDI L2B Data, Version 1.0. NASA, Estados Unidos. Disponible en https://lpdaac.usgs.gov/documents/650/GEDI02_UserGuide_V1.pdf (Consultado en septiembre de 2021).

Dubayah, R., J. B. Blair, J. Beck, B. Wirt, J. Armston, M. Hofton, S. Luthcke, y H. Tang. 2021a. GLOBAL Ecosystem Dynamics Investigation (GEDI) Level 2 User Guide, for SDPS PGEVersion 3 (P003) of GEDI L2A Data and SDPS PGEVersion 3 (P003) of GEDI L2B Data, Version 2.0. NASA, Estados Unidos. Disponible en

https://lpdaac.usgs.gov/documents/986/GEDI02_UserGuide_V2.pdf (Consultado en septiembre de 2021).

Dubayah, R., J. B. Blair, J. Beck, B. Wirt, S. B. Luthcke, M. Hofton, y J. Armston. 2021b. Global Ecosystem Dynamics Investigation (GEDI) Level 1B User Guide, for GEDI L1B Data, Version 2.0. NASA, Estados Unidos. Disponible en https://lpdaac.usgs.gov/documents/987/GEDI01B_User_Guide_V2.pdf (Consultado en septiembre de 2021).

Duncanson, L., J. Armston, M. Disney, V. Avitabile, N. Barbier, K. Calders, S. Carter, J. Chave, M. Herold, N. MacBean, R. McRoberts, D. Minor, K. Paul, M. Réjou-Méchain, S. Roxburgh, M. Williams, C. Albinet, T. Baker, H. Bartholomeus, J. F. Bastin, D. Coomes, T. Crowther, S. Davies, S. de Bruin, M. De Kauwe, G. Domke, R. Dubayah, M. Falkowski, L. Fatoyinbo, S. Goetz, P. Jantz, I. Jonckheere, T. Jucker, H. Kay, J. Kellner, N. Labriere, R. Lucas, E. Mitchard, F. Morsdorf, E. Naesset, T. Park, O.L. Phillips, P. Ploton, S. Quegan, S. Saatchi, C. Schaaf, D. Schepaschenko, K. Scipal, A. Stovall, C. Thiel, M. A. Wulder, F. Camacho, J. Nickeson, M. Román, y H. Margolis. 2021. Aboveground Woody Biomass Product Validation Good Practices Protocol. Version 1.0. *In*: Duncanson, L., M. Disney, J. Armston, J. Nickeson, D. Minor, y F. Camacho (Eds.) Good Practices for Satellite Derived Land Product Validation. Land Product Validation Subgroup (WGCV/CEOS). Disponible en http://pure.iiasa.ac.at/id/eprint/17135/1/CEOS_WGCV_LPV_Biomass_Protocol_2021_V1.0.pdf (Consultado en septiembre de 2021).

Echeverría, C., D. Coomes, J. Salas, J. M. Rey-Benayas, A. Lara, y A. Newton. 2006. Rapid deforestation and fragmentation of Chilean temperate forests. *Biological Conservation* 130(4): 481-494.

Echeverría, C., R. Fuentes, F. de la Barrera, M. Aguayo, A. Engler, P. Garrido, D. Vega, y A. Herrera. 2018. Planificación ecológica de la infraestructura ecológica de la biodiversidad y sus servicios ecosistémicos y programa regional de prioridades de restauración ecológica en el contexto de los incendios de la temporada 2016-2017: aplicación en Región del Maule. Laboratorio de Ecología de Paisaje, Universidad de Concepción. Concepción, Chile. Disponible en <https://planderechoshumanos.gob.cl/files/attachment/d41d8cd98f00b204e9800998ecf8427e/phpmwrYH2/original.pdf> (Consultado en septiembre de 2021).

Efron, B. 1992. Bootstrap methods: another look at the jackknife. p. 569-593. *In*: Kotz, S., N. L. Johnson. (eds.) Breakthroughs in Statistics. Springer Series in Statistics. Springer, New York, Estados Unidos.

Fa, J. E., J. E. M. Watson, I. Leiper, P. Potapov, T. D. Evans, N. D. Burgess, Z. Molnár, A. Fernández-Llamazare, T. Duncan, S. Wang, B. J. Austin, H. Jonas, C. J. Robinson, P. Malmer, K. K. Zander, M. V. Jackson, E. Ellis, E. S. Brondizio, y Garnett, S. T. 2020. Importance of Indigenous Peoples' lands for the conservation of Intact Forest Landscapes. *Frontiers in Ecology and the Environment* 18(3): 135-140.

Fajardo, A., J. C. Llanabure, y P. C. Moreno. 2022. Assessing forest degradation using multivariate and machine-learning methods in the Patagonian temperate rain forest. *Ecological Applications* 32(2): e2495.

- Fernández, I., N. Morales, L. Olivares, J. Salvatierra, M. Gómez, y G. Montenegro. 2010. Restauración ecológica para ecosistemas nativos afectados por incendios forestales. Facultad de Agronomía e Ingeniería Forestal, Pontificia Universidad Católica de Chile. Santiago, Chile.
- Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO). 2011. Measuring Forest Degradation. *Unasylva* 62(238): 76.
- Frolking, S., M. W. Palace, D. B. Clark, J. Q. Chambers, H. H. Shugart, y G. C. Hurtt. 2009. Forest disturbance and recovery: A general review in the context of spaceborne remote sensing of impacts on aboveground biomass and canopy structure. *Journal of Geophysical Research: Biogeosciences* 114(G00E02): 1–27.
- Global Forest Watch (GFW). 2019. Intact Forest Landscapes (2016). Disponible en <https://data.globalforestwatch.org/datasets/intact-forest-landscapes-2016/explore> (Consultado en septiembre de 2021)
- Gómez, P., M. Murúa, J. San Martín, E. Goncalves, y R. O. Bustamante. 2019. Maintaining close canopy cover prevents the invasion of *Pinus radiata*: Basic ecology to manage native forest invasibility. *PloS one* 14(5): e0210849.
- González, M. E., A. Lara, R. Urrutia, y J. Bosnich. 2011. Cambio climático y su impacto potencial en la ocurrencia de incendios forestales en la zona centro-sur de Chile (33°-42° S). *Bosque (Valdivia)* 32(3): 215-219.
- González, M. E., R. Sapiains, S. Gómez-González, R. Garreaud, A. Miranda, M. Galleguillos, M. Jacques, A. Pauchard, J. Hoyos, L. Cordero, F. Vásquez, A. Lara, P. Aldunce, V. Delgado, Arriagada, A. M. Ugarte, A. Sepúlveda, L. Farías, R. García, R. J. Rondanelli, R. Ponce, F. Vargas, M. Rojas, J. P. Boisier, C. Carrasco, C. Little, M. Osses, C. Zamorano, I. Díaz-Hormazábal, A. Ceballos, E. Guerra, M. Moncada, y I. Castillo. 2020. Incendios forestales en Chile: causas, impactos y resiliencia. Centro de Ciencia del Clima y la Resiliencia (CR)2, Universidad de Chile, Universidad de Concepción y Universidad Austral de Chile. Disponible en <https://www.cr2.cl/incendios/> (Consultado en septiembre de 2021).
- Gorelick, N., M. Hancher, M. Dixon, S. Ilyushchenko, D. Thau, y R. Moore. 2017. Google Earth Engine: Planetary-scale geospatial analysis for everyone. *Remote Sensing of Environment* 202, 18-27.
- Grantham, H. S., A. Duncan, T. D. Evans, K. R. Jones, H. L. Beyer, R. Schuster, J. Walston, J. C. Ray, J. G. Robinson, M. Callow, T. Clements, H. M. Costa, A. DeGemmis, P. R. Elsen, J. Ervin, P. Franco, E. Goldman, S. Goetz, A. Hansen, E. Hofsvang, P. Jantz, S. Jupiter, A. Kang, P. Langhammer, W. F. Laurance, S. Lieberman, M. Linkie, Y. Malhi, S. Maxwell, M. Mendez, R. Mittermeier, N. J. Murray, H. Possingham, J. Radachowsky, S. Saatchi, C. Samper, J. Silverman, A. Shapiro, B. Strassburg, T. Stevens, E. Stokes, R. Taylor, T. Tear, R. Tizard, O. Venter, P. Visconti, S. Wang, y J. E. M. Watson. 2020. Anthropogenic modification of forests means only 40% of remaining forests have high ecosystem integrity. *Nature communications* 11(1): 5978.
- Grogan, K., D. Pflugmacher, P. Hostert, R. Kennedy, y R. Fensholt. 2015. Cross-border forest disturbance and the role of natural rubber in mainland Southeast Asia using annual Landsat time series. *Remote Sensing of Environment* 169: 438-453.

- Gutiérrez, A. G., J. C. Aravena, N. V. Carrasco-Farías, D. A. Christie, M. Fuentes, y J. J. Armesto. 2008a. Gap-phase dynamics and coexistence of a long-lived pioneer and shade-tolerant tree species in the canopy of an old-growth coastal temperate rain forest of Chiloé Island, Chile. *Journal of Biogeography* 35(9): 1674-1687.
- Gutiérrez, A. G., O. Barbosa, D. A. Christie, E. K. Del-val, H. A. Ewing, C. G. Jones, P. A. Marquet, K. C. Weathers, y J. J. Armesto. 2008b. Regeneration patterns and persistence of the fog-dependent Fray Jorge forest in semiarid Chile during the past two centuries. *Global Change Biology* 14(1): 161-176.
- Gutiérrez, A. G., J. J. Armesto, J. C. Aravena, M. Carmona, N. V. Carrasco, D. A. Christie, M. P. Peña, C. Pérez, y A. Huth. 2009. Structural and environmental characterization of old-growth temperate rainforests of northern Chiloe Island, Chile: Regional and global relevance. *Forest Ecology and Management* 258(4): 376-388.
- Gutiérrez, Á. G., R. O. Chávez, y I. Díaz-Hormazábal. 2021. Canopy gap structure as an indicator of intact, old-growth temperate rainforests in the valdivian ecoregion. *Forests* 12(9): 1183.
- Gyamfi-Ampadu, E., M. Gebreslasie, y A. Mendoza-Ponce. 2020. Mapping natural forest cover using satellite imagery of Nkandla forest reserve, KwaZulu-Natal, South Africa. *Remote Sensing Applications: Society and Environment* 18: 100302.
- Hansen, M. C., P. V. Potapov, R. Moore, M. Hancher, S. A. Turubanova, A. Tyukavina, D. Thau, S. V. Stehman, S. J. Goetz, T. R. Loveland, A. Kommareddy, A. Egorov, L. Chini, C. O. Justice y J. Townshend. 2013. High-resolution global maps of 21st-century forest cover change. *Science* 342(6160): 850-853.
- Hao, B., X. Xu, F. Wu, y L. Tan. 2022. Long-term effects of fire severity and climatic factors on post-forest-fire vegetation recovery. *Forests* 13(6): 883.
- Haywood, A., J. Verbesselt, y P. J. Baker. 2016. Mapping disturbance dynamics in wet sclerophyll forest using time series landsat. *International Archives of the Photogrammetry, Remote Sensing & Spatial Information Sciences* 41: 633-639.
- Heilmayr, R., C. Echeverría, y E. F. Lambin. 2020. Impacts of Chilean forest subsidies on forest cover, carbon and biodiversity. *Nature Sustainability* 3(9): 701-709.
- Hernández-Stefanoni, J. L., J. M. Dupuy, K. D. Johnson, R. Birdsey, F. Tun-Dzul, A. Peduzzi, J. P. Caamal-Sosa, G. Sánchez-Santos, y D. López-Merlín. 2014. Improving species diversity and biomass estimates of tropical dry forests using airborne LiDAR. *Remote Sensing* 6(6): 4741-4763.
- Hirschmugl, M., M. Steinegger, H. Gallaun, y M. Schardt. 2014. Mapping forest degradation due to selective logging by means of time series analysis: Case studies in Central Africa. *Remote Sensing* 6(1): 756-775.
- Hirschmugl, M., H. Gallaun, M. Dees, P. Datta, J. Deutscher, N. Koutsias, y M. Schardt. 2017. Methods for mapping forest disturbance and degradation from optical earth observation data: A review. *Current Forestry Reports* 3(1): 32-45.

- Hislop, S., S. Jones, M. Soto-Berelov, A. Skidmore, A. Haywood, y T. H. Nguyen. 2018. Using landsat spectral indices in time-series to assess wildfire disturbance and recovery. *Remote sensing* 10(3): 460.
- Hislop, S., S. Jones, M. Soto-Berelov, A. Skidmore, A. Haywood, y T. H. Nguyen. 2019. A fusion approach to forest disturbance mapping using time series ensemble techniques. *Remote sensing of environment* 221: 188-197.
- Hurtado, J. L. 2019. Generación de un índice espectral-temporal para la identificación de zonas afectadas por deforestación usando imágenes Landsat. 152 p. Tesis Magister. Universidad Nacional de Colombia, Facultad de Ciencias Agronómicas, Departamento de Agronomía Bogotá, Colombia.
- International Union for Conservation of Nature and Natural Resources (IUCN). 2016. An Introduction to the IUCN Red List of Ecosystems: The Categories and Criteria for Assessing Risks to Ecosystems. IUCN, Gland, Switzerland.
- Kapos, V. 1989. Effects of isolation on the water status of forest patches in the Brazilian Amazon. *Journal of tropical ecology* 5(2): 173-185.
- Kennedy, R. E., Z. Yang, y W. B. Cohen. 2010. Detecting trends in forest disturbance and recovery using yearly Landsat time series: 1. LandTrendr—Temporal segmentation algorithms. *Remote Sensing of Environment* 114(12): 2897-2910.
- Kong, D., Y. Zhang, D. Wang, J. Chen, y X. Gu. 2020. Photoperiod explains the asynchronization between vegetation carbon phenology and vegetation greenness phenology. *Journal of Geophysical Research: Biogeosciences* 125(8): e2020JG005636.
- Koskikala, J., M. Kukkonen, y N. Käyhkö. 2020. Mapping natural forest remnants with multi-source and multi-temporal remote sensing data for more informed management of global biodiversity hotspots. *Remote Sensing* 12(9): 1429.
- Kuhn, M. 2008. Building Predictive Models in R Using the caret Package. *Journal of Statistical Software* 28(5): 1 - 26.
- Landis, J. R., y G. G. Koch. 1977. An application of hierarchical kappa-type statistics in the assessment of majority agreement among multiple observers. *Biometrics*: 363-374.
- Lara, A., M. E. Solari, M. D. R. Prieto, y M. P. Peña. 2012. Reconstrucción de la cobertura de la vegetación y uso del suelo hacia 1550 y sus cambios a 2007 en la ecorregión de los bosques valdivianos lluviosos de Chile (35°-43° 30' S). *Bosque (Valdivia)* 33(1): 13-23.
- Lara, A., R. Urrutia-Jalabert, R. Reyes, M. González, A. Miranda, A. Altamirano, C. Zamorano-Elgueta. 2018. Bosques nativos. p. 171-219. In: Centro de Análisis de Políticas Públicas (CAPP) (ed.) Informe país, estado del medio ambiente en Chile 2018. Chile.
- Laurance, W. F., L. V. Ferreira, J. M. Rankin-de Merona, y S. G. Laurance. 1998. Rain forest fragmentation and the dynamics of Amazonian tree communities. *Ecology* 79(6): 2032-2040.
- Lefsky, M. A., W. B. Cohen, y T. A. Spies. 2001. An evaluation of alternate remote sensing products for forest inventory, monitoring, and mapping of Douglas-fir forests in western Oregon. *Canadian journal of forest research* 31(1): 78-87.

- Liira, J., T. Sepp, y O. Parrest. 2007. The forest structure and ecosystem quality in conditions of anthropogenic disturbance along productivity gradient. *Forest Ecology and Management* 250(1-2): 34-46.
- LiQun, M., y L. AiNong. 2011. Review of application of LiDAR to estimation of forest vertical structure parameters. *World Forestry Research* 24(1): 41-45.
- Liu, A., X. Cheng, y Z. Chen. 2021. Performance evaluation of GEDI and ICESat-2 laser altimeter data for terrain and canopy height retrievals. *Remote Sensing of Environment*, 264: 112571.
- Luebert, F. J., y P. Pliscoff. 2018. Sinopsis bioclimática y vegetacional de Chile, Segunda edición. Editorial universitaria. Santiago, Chile.
- Lutz, J. A., y C. B. Halpern. 2006. Tree mortality during early forest development: a long-term study of rates, causes, and consequences. *Ecological Monographs* 76(2): 257-275.
- Mackey, B., D. A. Dellasala, C. Kormos, D. Lindenmayer, N. Kumpel, B. Zimmerman, S. Hugh, V. Young, S. Foley, K. Arsenis, y J. E. Watson. 2014. Policy options for the world's primary forests in multilateral environmental agreements. *Conservation Letters* 8(2): 139-147.
- Magurran, A.E. 2004. *Measuring Biological Diversity*. Blackwell Publishing: 256.
- McWethy, D. B., A. Pauchard, R. A. García, A. Holz, M. E. González, T. T. Veblen, J. Stahl, y B. Currey. 2018. Landscape drivers of recent fire activity (2001-2017) in south-central Chile. *PloS one* 13(8): e0201195.
- Ministerio del Medio Ambiente (MMA). s.f. Búsqueda en Áreas Protegidas. Registro Nacional de Áreas Protegidas. Disponible en <http://areasprotegidas.mma.gob.cl/> (Consultado en septiembre de 2021).
- Ministerio del Medio Ambiente (MMA). 2014. Quinto Informe Nacional de Biodiversidad de Chile ante el Convenio sobre la Diversidad Biológica (CBD). Ministerio del Medio Ambiente. Santiago, Chile. Disponible en https://mma.gob.cl/wp-content/uploads/2017/08/Libro_Convenio_sobre_diversidad_Biologica.pdf (Consultado en septiembre de 2021).
- Ministerio del Medio Ambiente (MMA). 2019. Sexto Informe Nacional de Biodiversidad de Chile ante el Convenio sobre la Diversidad Biológica (CDB). Ministerio del Medio Ambiente. Santiago, Chile. Disponible en https://mma.gob.cl/wp-content/uploads/2020/01/6NR_FINAL_ALTA-web.pdf (Consultado en septiembre de 2021).
- Miranda, A. 2018. Pérdida y resistencia de los bosques nativos de Chile: evidencia y patrones espaciales como insumos para su conservación. 121 p. Tesis Doctoral. Universidad Austral de Chile, Facultad de Ciencias Forestales y Recursos Naturales, Valdivia, Chile.
- Mishra, B. P., O. P. Tripathi, R. S. Tripathi, y H. N. Pandey. 2004. Effects of anthropogenic disturbance on plant diversity and community structure of a sacred grove in Meghalaya, northeast India. *Biodiversity & Conservation* 13(2): 421-436.

- Mitchell, A. L., A. Rosenqvist, y B. Mora. 2017. Current remote sensing approaches to monitoring forest degradation in support of countries measurement, reporting and verification (MRV) systems for REDD+. Carbon balance and management 12(1): 1-22.
- Mohandass, D., P. Davidar, S. Somasundaram, L. Vijayan, y K. C. Beng. 2015. Influence of disturbance regime on liana species composition, density and basal area in the tropical montane evergreen forests (sholas) of the Western Ghats, India. Tropical Ecology 56(2): 169-182.
- Morales-Barquero, L., M. Skutsch, E. J. Jardel-Peláez, A. Ghilardi, C. Kleinn, y J. R. Healey. 2014. Operationalizing the definition of forest degradation for REDD+, with application to Mexico. Forests 5(7):1653-1681.
- Mullu, D. 2016. A review on the effect of habitat fragmentation on ecosystem. Journal of Natural Sciences Research 6(15): 1-15.
- Muñoz, F., C. Muñoz, M. Uribe, M. Á. Martín, J. R. Molina, M. Á. Herrera, J. B. Álvarez, y L. M. Martín. 2013. Composición, estructura y diversidad de poblaciones de *Nothofagus glauca* ubicadas en la zona mediterránea de Chile. Gayana. Botánica, 70(1), 82-91.
- Murcia, C. 1995. Edge effects in fragmented forests: implications for conservation. Trends in ecology & evolution 10(2): 58-62.
- Murcia, C., M. R. Guariguata, M. Peralvo, y V. Gálmez. 2017. Glosario. p. ix-xi. In: Center for International Forestry Research (ed.) La restauración de bosques andinos tropicales: Avances, desafíos y perspectivas del futuro. Bogor, Indonesia. Disponible en <https://www.jstor.org/stable/resrep16194.4> (Consultado en junio de 2023).
- NASA FIRMS. (s.f.) NRT VIIRS 375 m Active Fire product VJ114IMGTDL_NRT. Disponible en <https://earthdata.nasa.gov/firms>. doi:10.5067/FIRMS/VIIRS/VJ114IMGT_NRT.002 (Consultado 24 de junio de 2023).
- Nguyen, T. H., S. D. Jones, M. Soto-Berelov, A. Haywood, y S. Hislop. 2018. A spatial and temporal analysis of forest dynamics using Landsat time-series. Remote sensing of environment 217: 461-475.
- Nielsen, M. A. 2011. Parameter estimation for the two-parameter Weibull distribution. Brigham Young University. Provo, Utah, Estados Unidos.
- Omar, H., M. A. Misman, y A. R. Kassim. 2017. Synergetic of PALSAR-2 and Sentinel-1A SAR polarimetry for retrieving aboveground biomass in dipterocarp forest of Malaysia. Applied Sciences 7(7): 675.
- Oyarzún, A., P. J. Donoso, y Á. G. Gutiérrez. 2019. Patrones de distribución de alturas de bosques antiguos siempreverde del centro-sur de Chile. Bosque (Valdivia) 40(3): 355-364.
- Parkes, D., G. Newell, y D. Cheal. 2003. Assessing the quality of native vegetation: the 'habitat hectares' approach. Ecological management & restoration 4: S29-S38.
- Pasquarella, V. J., P. Arévalo, K. H. Bratley, E. L. Bullock, N. Gorelick, Z. Yang, y R. E. Kennedy. 2022. Demystifying LandTrendr and CCDC temporal segmentation. International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation 110: 102806.
- Peterken, G. F. 1996. Natural Woodland: Ecology and Conservation in Northern Temperate Regions. Cambridge university press, Great Britain.

- Pickett, S. T. A., y P. S. White. 1985. The ecology of natural disturbance and patch dynamics. Academic Press. Orlando, Florida, Estados Unidos.
- Pliscoff, P., y T. Fuentes-Castillo. 2011. Representativeness of terrestrial ecosystems in Chile's protected area system. *Environmental Conservation* 38(3): 303-311.
- Potapov, P., M. C. Hansen, L. Laestadius, S. Turubanova, A. Yaroshenko, C. Thies, W. Smith, I. Zhuravleva, A. Komarova, S. Minnemeyer, y E. Esipova. 2017. The last frontiers of wilderness: Tracking loss of intact forest landscapes from 2000 to 2013. *Science advances* 3(1): e1600821.
- QGIS.org. 2021. QGIS Geographic Information System. QGIS Association. Disponible en <http://www.qgis.org> (Consultado en septiembre de 2021).
- R Core Team. 2021. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. Disponible en <https://www.R-project.org/> (Consultado en septiembre de 2021).
- Ramírez-Marcial, N., M. González-Espinosa, y G. Williams-Linera. 2001. Anthropogenic disturbance and tree diversity in montane rain forests in Chiapas, Mexico. *Forest ecology and management* 154(1-2): 311-326.
- Réjou-Méchain, M., N. Barbier, P. Couteron, P. Ploton, G. Vincent, M. Herold, S. Mermoz, S. Saatchi, J. Chave, F. de Boissieu, J. B. Féret, S. M. Takoudjou, y R. Pélissier. 2019. Upscaling Forest biomass from field to satellite measurements: sources of errors and ways to reduce them. *Surveys in Geophysics* 40(4): 881-911.
- Rodman, K. C., R. A. Andrus, T. T. Veblen, y S. J. Hart. 2021. Disturbance detection in landsat time series is influenced by tree mortality agent and severity, not by prior disturbance. *Remote Sensing of Environment* 254: 112244.
- Rojas, I., P. Becerra, N. Gálvez, J. Laker, C. Bonacic, y A. Hester. 2011. Relación entre fragmentación, degradación y riqueza de especies nativas y exóticas en un bosque templado andino de Chile. *Gayana Botánica* 68(2): 163-175.
- Romero, P. F. 2003. Determinación de zonas prioritarias para conservación biológica en la VII Región usando un Sistema de Información Geográfico (SIG). 73 p. Tesis pregrado. Universidad Austral de Chile, Facultad de Ciencias Forestales, Valdivia, Chile.
- Rouvinen, S., y J. Kouki. 2008. The natural northern European boreal forests: unifying the concepts, terminologies, and their application. *Silva Fennica* 42(1): 135-146.
- Roy, D. P., H. B. Kashongwe, y J. Armston. 2021. The impact of geolocation uncertainty on GEDI tropical forest canopy height estimation and change monitoring. *Science of Remote Sensing* 4: 100024.
- RStudio Team. 2021. RStudio: Integrated Development Environment for R. RStudio, PBC, Boston, MA. Disponible en <http://www.rstudio.com/> (Consultado en marzo de 2022).
- Rüger, N., A. G. Gutiérrez, W. D. Kissling, J. J. Armesto, y A. Huth. 2007. Ecological impacts of different harvesting scenarios for temperate evergreen rain forest in southern Chile - a simulation experiment. *Forest Ecology and Management* 252(1-3): 52-66.

- Santelices Moya, R., R. Vergara, A. Cabrera Ariza, S. Espinoza Meza, y P. Silva Flores. 2020. Variación intra-específica en *Nothofagus glauca* una especie endémica de los bosques mediterráneos de Chile. *Bosque (Valdivia)* 41(3): 221-231.
- Sarricolea, P., M. Herrera-Ossandon, y Ó. Meseguer-Ruiz. 2017. Climatic regionalisation of continental Chile. *Journal of Maps* 13(2): 66-73.
- Schober, P., C. Boer, y L. A. Schwarte. 2018. Correlation coefficients: appropriate use and interpretation. *Anesthesia & analgesia* 126(5): 1763-1768.
- Scrucca L., M. Fop, T. B. Murphy, y A. Raftery. E. 2016. mclust 5: clustering, classification and density estimation using Gaussian finite mixture models. *The R Journal* 8(1): 289-317.
- Senaviratna, N. A. M. R., y T. M. J. A. Cooray. 2019. Diagnosing multicollinearity of logistic regression model. *Asian Journal of Probability and Statistics* 5(2): 1-9.
- Shan, G. 2022. Monte Carlo cross-validation for a study with binary outcome and limited sample size. *BMC Medical Informatics and Decision Making* 22(1): 1-15.
- Sloan, S., C. N. Jenkins, L. N. Joppa, D. L. Gaveau, y W. F. Laurance. 2014. Remaining natural vegetation in the global biodiversity hotspots. *Biological Conservation* 177: 12-24.
- Souza Jr, C., L. Firestone, L. M. Silva, y D. Roberts. 2003. Mapping forest degradation in the Eastern Amazon from SPOT 4 through spectral mixture models. *Remote sensing of environment* 87(4): 494-506.
- Spies, T. A., y J. F. Franklin. 1991. The structure of natural young, mature, and old-growth Douglas-fir forests in Oregon and Washington. *Wildlife and vegetation of unmanaged Douglas-fir forests*, 91-109.
- Spracklen, B. D., y D. V. Spracklen. 2019. Identifying European old-growth forests using remote sensing: A study in the Ukrainian Carpathians. *Forests* 10(2): 127.
- Spracklen, B., D. y D. V. Spracklen, D. V. 2021. Determination of Structural Characteristics of Old-Growth Forest in Ukraine Using Spaceborne LiDAR. *Remote Sensing* 13(7): 1233.
- Sun, M., L. Cui, J. Park, M. García, Y. Zhou, C. A. Silva, L. He, H. Zhang, y K. Zhao. 2022. Evaluation of NASA's GEDI Lidar Observations for Estimating Biomass in Temperate and Tropical Forests. *Forests* 13(10): 1686.
- Sutherland, W. J. 2006. Predicting the ecological consequences of environmental change: a review of the methods. *Journal of Applied Ecology* 43(4): 599-616.
- Sverdrup-Thygeson, A., H. O. Ørka, T. Gobakken, y E. Naesset. 2016. Can airborne laser scanning assist in mapping and monitoring natural forests?. *Forest Ecology and Management* 369: 116-125.
- Swaine, M. D., y J. B. Hall. 1983. Early succession on cleared forest land in Ghana. *The Journal of Ecology* 71(2): 601-627.
- Tang, H., R. Dubayah, A. Swatantran, M. Hofton, S. Sheldon, D. B. Clark, y B. Blair. 2012. Retrieval of vertical LAI profiles over tropical rain forests using waveform lidar at La Selva, Costa Rica. *Remote Sensing of Environment* 124: 242-250.
- Tang, H., J. Armston, y R. Dubayah, R. 2019. Algorithm Theoretical Basis Document (ATBD) for GEDI L2B Footprint Canopy Cover and Vertical Profile Metrics. Goddard Space

Flight Center, Greenbelt, MD, Estados Unidos. Disponible en https://lpdaac.usgs.gov/documents/588/GEDI_FCCVPM_ATBD_v1.0.pdf (Consultado en septiembre de 2021).

Thompson, I. D. 2011. Biodiversidad, umbrales ecosistémicos, resiliencia y degradación forestal. *Unasylva* 62(238): 25-30.

Torchiano, M. 2020. effsize: Efficient Effect Size Computation. R package version 0.8.1. Disponible en [doi:10.5281/zenodo.1480624](https://doi.org/10.5281/zenodo.1480624) (Consultado en mayo de 2023).

Tyukavina, A., M. C. Hansen, P. V. Potapov, A. M. Krylov, y S. J. Goetz. 2016. Pan-tropical hinterland forests: Mapping minimally disturbed forests. *Global ecology and biogeography* 25(2): 151-163.

Úbeda, X., y P. Sarricolea. 2016. Wildfires in Chile: A review. *Global and Planetary Change* 146: 152-161.

United Nations Department of Economic and Social Affairs (UN DESA). 2021. The global forest goals report 2021. Disponible en <https://www.un.org/esa/forests/wp-content/uploads/2021/04/Global-Forest-Goals-Report-2021.pdf> (Consultado en octubre de 2021).

Uribe, J. M., R. Cabrera, A. De la Fuente y M. Paneque. 2012. Atlas bioclimático de Chile. Universidad de Chile, Santiago, Chile.

Urrutia-Jalabert, R., M. E. González, Á. González-Reyes, A. Lara, y R. Garreaud. 2018. Climate variability and forest fires in central and south-central Chile. *Ecosphere* 9(4): e02171.

Valencia, D., J. Saavedra, J. Brull, y R. Santelices. 2018. Severidad del daño causado por los incendios forestales en los bosques remanentes de *Nothofagus alessandrii* Espinosa en la Región del Maule de Chile. *Gayana. Botánica* 75(1): 531-534.

Vásquez-Grandón, A., D. J. Donoso, y V. Gerding. 2018. Forest degradation: when is a forest degraded?. *Forests* 9(11): 726.

Venables, W. N., B. D. Ripley. 2002. *Modern Applied Statistics with S*. Fourth edition. Springer, New York, USA.

Venter, O., E. W. Sanderson, A. Magrath, J. R. Allan, J. Beher, K. R. Jones, H. P. Possingham, W. F. Laurance, P. Wood, B. M. Fekete, M. A. Levy, y J. M. S. Watson. 2016. Global terrestrial Human Footprint maps for 1993 and 2009. *Scientific data* 3(1):1-10.

Villard, L., y T. Le Toan. 2014. Relating P-Band SAR Intensity to Biomass for Tropical Dense Forests in Hilly Terrain: γ^0 or t^0 ?. *IEEE Journal of Selected Topics in Applied Earth Observations and Remote Sensing* 8(1): 214-223.

Vogeler, J. C., R. A. Slesak, P. A. Fekety, y M. J. Falkowski. 2020. Characterizing over four decades of forest disturbance in Minnesota, Estados Unidos. *Forests* 11(3): 362.

Warrens, M. J. 2015. Five ways to look at Cohen's kappa. *Journal of Psychology & Psychotherapy* 5(4): 1.

Watson, J. E. M., T. Evans, O. Venter, B. Williams, A. Tulloch, C. Stewart, I. Thompson, J. C. Ray, K. Murray, A. Salazar, C. McAlpine, P. Potapov, J. Walston, J. G. Robinson, M.

Painter, D. Wilkie, C. Filardi, W. F. Laurance, R. A. Houghton, S. Maxwell, H. Grantham, C. Samper, S. Wang, L. Laestadius, R. K. Runting, G. A. Silva-Chávez, J. Ervin, y D. Lindenmayer. 2018. The exceptional value of intact forest ecosystems. *Nature ecology & evolution* 2(4): 599-610.

APÉNDICES

Apéndice 1. Parametrización por defecto en Landtrends.

Filtros y parámetros para los mapas de magnitud y duración del cambio	
Nombre del parámetro o filtro	Valor u opción por defecto
Vegetation change type	Loss
Vegetation change sort	Greatest
Filter by Magnitude	No se filtró
Filter by Duration	No se filtró
Filter by MMU (Minimum Mapping Unit)	No se filtró
Definición de parámetros para el ajuste de la serie de tiempo (parámetros enfocados a las regresiones lineales y métodos de ajuste)	
Nombre del parámetro o filtro	Valor u opción por defecto
Max Segments	6
Spike Threshold	0,9
Vertex Count Overshoot	3
Prevent One Year Recovery	true
Recovery Threshold	0,25
p-value Threshold	0,05
Best Model Proportion	0,75
Min Observations Needed	6

Fuente: Elaboración propia a partir de la herramienta Lantrendr (LT-Data-Visualization-Download-App_v1.0) del *code editor* de GEE (Gorelick *et al.*, 2017).

Apéndice 2. Comparación de variables estructurales entre las parcelas usadas en esta investigación del rodal 18 y las 13 parcelas externas al estudio del LABMME del mismo rodal.

Variables estructurales	Parcelas usadas en esta investigación	Parcelas externas
Altura máxima (m)	21,47(±2,15)	23,05(±1,62)
Altura promedio (m)	10,38(±0,66)	10,86(±0,99)
DAP máximo (cm)	48,23(±15,38)	52,21(±11,24)
DAP promedio (m)	13,18(±0,48)	14,28(±1,98)
Área basal (m ² /ha)	50,25(±4,97)	47,21(±14,35)
Densidad (árboles/parcela)	180,67(±18,04)	143,93(±31,78)
Densidad (árboles/ha)	2555,91(±255,17)	2036(±449,65)
Coefficiente de asimetría del DAP	1,63(±0,79)	1,80(±0,62)

Los valores del cuadro corresponden a la media de las parcelas, el valor entre paréntesis corresponde a la desviación estándar.

Apéndice 3. Intervalo de confianza del 95% del p valor de la prueba U de Mann-Whitney al comparar los rodales con la muestra de referencia (Referencia) con 100 iteraciones.

Rodal	P-valor pérdida (IC 95%)		Media de la magnitud de pérdida	Desviación estándar de la magnitud de pérdida	P-valor recuperación (IC 95%)		Media de la magnitud de recuperación	Desviación estándar de la magnitud de recuperación
Rodal 6	-2,4E-15***	- 1,2E-13***	174,6	89,12	-2,3E-12***	- 7,4E-11***	188,35	107,97
Rodal 9	-1,9E-05***	- 1,2E-04***	156,62	207,93	-2,7E-10***	- 7,3E-09***	193,17	199,6
Rodal 2	4,0E-08***	- 1,5E-07***	154,13	110,22	1,0E-14***	- 4,1E-14***	169,48	100,19
Rodal 7	1,0E-05***	- 9,6E-05***	150,07	108,76	3,9E-20***	- 2,7E-19***	291,76	147,78
Rodal 8	-1,5E-05***	- 2,5E-04***	144,44	181,05	2,9E-15***	- 1,5E-14***	202,17	191,98
Rodal 17	3,6E-0,1	- 4,9E-01	115,95	146,97	5,7E-29***	- 2,3E-28***	314,09	130,39
Rodal 13	-1,1E-04***	- 3,7E-04***	108,82	91,83	-4,2E-10***	- 1,7E-09***	143,9	95,05
Rodal 16	4,4E-02*	- 1,1E-01	108,63	131,07	-1,6E-23***	- 7,0E-23***	260,17	125,85
Rodal 12	1,6E-07***	- 1,7E-0,6***	102,55	64,11	-1,9E-11***	- 7,7E-10***	122,84	77,59
Rodal 10	2,9E-04***	- 1,8E-03**	84,39	64,28	4,3E-05***	- 1,2E-04***	87,1	65,77
Rodal 4	4,2E-04***	- 7,4E-04***	80,22	41,94	3,3E-14***	- 6,6E-14***	224,93	59,8
Rodal 15	2,2E-03**	- 1,2E-02*	68,89	46,18	1,7E-01	- 2,5E-01	50,12	50,6
Rodal 11	2,9E-05***	- 1,9E-04***	68,87	36,07	2,3E-03**	- 6,3E-03**	55,51	35,46
Rodal 5	5,0E-01	- 6,0E-01	39,19	30,68	4,9E-01	- 5,9E-01	34,52	34,18
Referencia	NA		37,08	29,57	NA		31,81	34,52
Rodal 3	4,5E-01	- 5,7E-01	35,11	23,99	-2,2E-08***	- 1,4E-07***	84,32	36,09
Rodal 18	5,1E-01	- 6,2E-01	34,96	28,46	4,5E-01	- 5,6E-01	29,10	34,85
Rodal 1	2,2E-0,1	- 3,3E-01	30,3	32,42	-1,2E-05***	- 7,3E-04***	67,17	37,1
Rodal 14	8,4E-02	- 1,7E-01	29,52	43,35	1,5E-06***	- 1,4E-05***	85,57	51,33

p < 0,05 (*); p < 0,01 (**); p < 0,001 (***). La mediana y la desviación estándar de la magnitud, tanto de pérdida como de recuperación, son el valor promedio de la población de píxeles del rodal. El cálculo del intervalo de confianza causa que algunos p-valores sean negativos, estos deben considerarse como valor 0. Los datos están ordenados en orden descendente de acuerdo con la mediana de la pérdida de cobertura. Los rodales en negrita corresponden a los clasificados como intactos de acuerdo con la metodología de Landtrendr.

Apéndice 4. Cantidad y porcentaje de árboles por especie del total de parcelas muestreadas.

Nombre común	Cantidad	Porcentaje del total
Total	7578	100,0%
Hualo	5138	67,8%
Peumo	910	12,0%
Avellano	271	3,6%
Litre	239	3,2%
Roble	235	3,1%
Piñol	146	1,9%
Corcolén	113	1,5%
Corontillo	100	1,3%
Arrayan	91	1,2%
Pino	55	0,7%
Boldo	54	0,7%
Maqui	37	0,5%
Quillay	34	0,4%
NN	33	0,4%
Eucalipto	30	0,4%
Retamilla	20	0,3%
Naranjillo	19	0,3%
Lingue	14	0,2%
Radal	10	0,1%
Bollen	9	0,1%
Queule	5	0,1%
Maitén	5	0,1%
Mayu	3	0,0%
Olivillo	3	0,0%
Arrayan macho	1	0,0%
Canelo	1	0,0%
Manio de hojas largas	1	0,0%
Pitao	1	0,0%

Apéndice 5. P valor y significancia de las métricas GEDI evaluadas para los estados de alteración.

N	Métrica GEDI	P-valor	Significancia	d de Cohen
1	PAVD 0-5 m (m ² /m ³)	0,23225	No significativa	0,331
2	PAVD 5-10 m (m ² /m ³)	0,01730	*	0,647
3	PAVD 10-15 m (m ² /m ³)	0,00077	***	0,939
4	PAVD 15-20 m (m ² /m ³)	0,00940	**	0,784
5	PAVD 20-25 m (m ² /m ³)	0,11880	No significativa	0,472
6	PAVD 25-30 m (m ² /m ³)	0,49682	No significativa	0,184
7	PAI 0-5 m	0,00303	**	0,838
8	PAI 5-10 m (m ² /m ²)	0,00245	**	0,889
9	PAI 10-15 m (m ² /m ²)	0,02224	*	0,685
10	PAI 15-20 m (m ² /m ²)	0,14282	No significativa	0,437
11	PAI 20-25 m (m ² /m ²)	0,50107	No significativa	0,182
12	PAI 25-30 m (m ² /m ²)	0,38470	No significativa	-
13	rh10 (m)	0,00203	**	0,910
14	rh20 (m)	0,00195	**	0,921
15	rh30 (m)	0,00451	**	0,814
16	rh40 (m)	0,00503	**	0,794
17	rh50 (m)	0,00880	**	0,734
18	rh60 (m)	0,02912	*	0,604
19	rh70 (m)	0,06534	No significativa	0,507
20	rh80 (m)	0,08334	No significativa	0,477
21	rh90 (m)	0,09863	No significativa	0,455
22	rh95 (m)	0,11978	No significativa	0,428
23	rh100 (m)	0,19995	No significativa	0,353
24	Espesor estrato 1 (%)	0,00102	**	-0,903
25	Espesor estrato 2 (%)	0,01232	*	-0,746
26	Espesor estrato 3 (%)	0,12997	No significativa	-0,420
27	Espesor estrato 4 (%)	0,36840	No significativa	0,247

N	Métrica GEDI	P-valor	Significancia	d de Cohen
28	Espesor estrato 5 (%)	0,07966	No significativa	0,466
29	Espesor estrato 6 (%)	0,04156	*	0,535
30	Espesor estrato 7 (%)	0,00529	**	0,824
31	Espesor estrato 8 (%)	0,03098	*	0,608
32	Espesor estrato 9 (%)	0,03011	*	0,660
33	Espesor estrato 10 (%)	0,00091	***	1,001
34	H del dosel más grueso (m)	0,01968	*	0,632
35	Asimetría	0,09785	No significativa	0,463
36	Kurtosis	0,72082	No significativa	-0,103
37	Arbustos (%)	0,01561	*	-0,692
38	Hierbas (%)	0,00151	**	-0,841
39	H media del estrato más espeso (m)	0,01039	*	0,695
40	H media del estrato menos espeso (m)	0,01418	*	-0,782
41	VHD (m)	0,00501	**	-0,797
42	FHD	0,09193	No significativa	0,463
43	Cobertura (%)	0,00026	***	0,954

p < 0,05 (*); p < 0,01 (**); p < 0,001 (***). Todas las métricas se distribuyeron normalmente, salvo por PAI 25.30 m, por lo tanto, en todas se utilizó la prueba de t de Student a excepción de esta última. Los valores positivos de d de cohen significan que los rodales intactos tienen una media mayor que los alterados en aquella métrica y viceversa para los valores negativos.

Apéndice 6. Correlación entre las 10 métricas GEDI seleccionadas para evaluar en el modelo.

Apéndice 7. curva del espesor del follaje promedio: para haces intactos y alterados.

