



ARTÍCULO

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

Dardo Paredes¹; Hernán Schrohn¹; Martín Parodi¹; Antony Fagnani¹; Federico Trangoni¹; Javier Ojeda¹; Sebastián Farina¹; Julián Rodríguez-Souilla² & Guillermo Martínez Pastur² 

¹Dirección General de Desarrollo Forestal, Ministerio de Producción y Ambiente, Gobierno de Tierra del Fuego, Ushuaia, Argentina. dparedes@tierradelfuego.gob.ar; hschrohn@tierradelfuego.gob.ar; mparodi@tierradelfuego.gob.ar; lfagnani@tierradelfuego.gob.ar; ftrangoni@tierradelfuego.gob.ar; javojeda@tierradelfuego.gob.ar; sfarina@tierradelfuego.gob.ar

²Centro Austral de Investigaciones Científicas (CADIC), Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET), Houssay 200, Ushuaia, Argentina. j.rodriguez@conicet.gov.ar, gpastur@conicet.gov.ar

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

Recibido: 10.07.2025; Aceptado 07.08.2025

RESUMEN

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

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

SUMMARY

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

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

INTRODUCCIÓN

El sector argentino de la Isla Grande de Tierra del Fuego cuenta con una superficie de 830.456 ha de bosques nativos que contribuyen a la provisión de diferentes servicios ecosistémicos (Peri *et al.*, 2021), como los productos forestales y el forraje, la estabilización de las cuencas, la recreación, la captación de CO₂ y la preservación de la biodiversidad (MAyDS, 2021; CIEFAP, 2023). En Argentina, sustenta tres actividades productivas principales que aportan a la economía de manera muy diferente: (i) turismo y recreación que se desarrolla principalmente en los bosques asociados a las montañas; (ii) la actividad silvopastoril basada en la ganadería bovina y/o mixta ovinia-bovina, principalmente en el bosque de *Nothofagus antarctica* (ñire, ñirre) y marginalmente en el bosque de *N. pumilio* (Poepp. et Endl.) Krasser (lenga); y (iii) la industria maderera a partir del aprovechamiento de lenga con destino al aserrado y marginalmente como leña (MAyDS, 2021). Los bosques en tierras fiscales ocupan 148.054 ha y gran parte de los bosques de producción se encuentran dentro de las Reservas Forestales de Producción (RFP) destinadas al desarrollo de la actividad foresto-industrial (CIEFAP, 2023).

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

La CP implica mantener entre el 30% y 50% de la cobertura de copas (CC) como protección (Schmidt & Urzúa, 1982), lo que representa aproximadamente 30 m²/ha de área basal (AB) de árboles de gran porte y sanidad que favorecen la estabilidad posterior del rodal (Paredes, 2023). Cuando la regeneración natural se encuentra establecida en el rodal bajo manejo (e.j. densidades de plántulas >60.000 individuos/ha) se realiza la segunda cosecha (corta final), promoviendo una estructura secundaria uniforme (Martínez Pastur *et al.*, 2009; 2013). Este esquema favorece la continuidad productiva de los rodales (Loto *et al.*, 2021), asegurando el flujo de los servicios ecosistémicos (Sutherland *et al.*, 2016; Chazdon & Guariguata, 2016).

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

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

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



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

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

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

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

MATERIAL Y MÉTODO

Área de Estudio

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

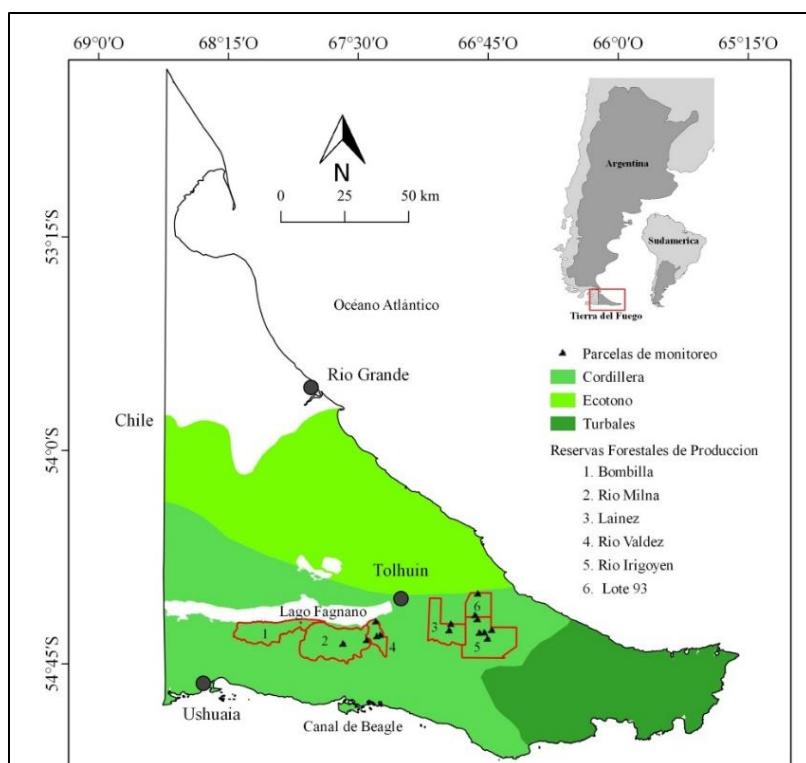


Figura 1. Mapa de ubicación de Tierra del Fuego indicando las subregiones boscosas, ubicación de las parcelas de monitoreo y las Reservas Forestales de Producción analizadas.

Selección, Procesamiento y Clasificación de Capas Vectoriales

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

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

Procesamiento de Imágenes Satelitales

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

$$\text{NDVI} = (\text{TM4}-\text{TM3})/(\text{TM4}+\text{TM3})$$

Donde:

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

Análisis de Parcelas Permanentes con Posterioridad al Año 2000

Los rodales cosechados en planes de manejo forestal y seleccionados para la instalación de parcelas permanentes se vincularon a un sistema de información geográfico (SIG) donde se determinó las coordenadas del punto central. Dichos puntos se ubicaron en el terreno mediante el uso de un geoposicionador satelital (GPS) y se establecieron cuatro subparcelas rectangulares de 10 m x 50 m (500 m²) con orientación norte, este, sur y oeste. Para modelar la estructura forestal superior se registró las siguientes variables: (i) diámetro a la altura del pecho (DAP) con corteza (cm) de todos los árboles vivos mayores a 10 cm; (ii) DAP con o sin corteza (cm) de los árboles muertos en pie y/o volteados por viento >10 cm; (iii) diámetro de tocones con o sin corteza; (iv) fase de desarrollo (COI = crecimiento óptimo inicial, COF = crecimiento óptimo final, E = envejecimiento, D = desmoronamiento).

El procesamiento de los datos se realizó con el empleo de modelos de uso convencional en los inventarios forestales (Paredes, 2023), determinando el área basal (AB, m²/ha), y el DAP (cm). El volumen total con corteza (VT, m³/ha) se determinó a través de un modelo de cubicación propuesto por Martínez Pastur *et al.* (2002). Posteriormente, a través de la relación entre los árboles en pie al momento del registro de los datos y la estructura en pie inmediatamente de finalizada la cosecha forestal, se determinó el porcentaje de árboles que quedaron en pie una vez finalizada la cosecha forestal.

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



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

Análisis de los Datos

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

RESULTADOS

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

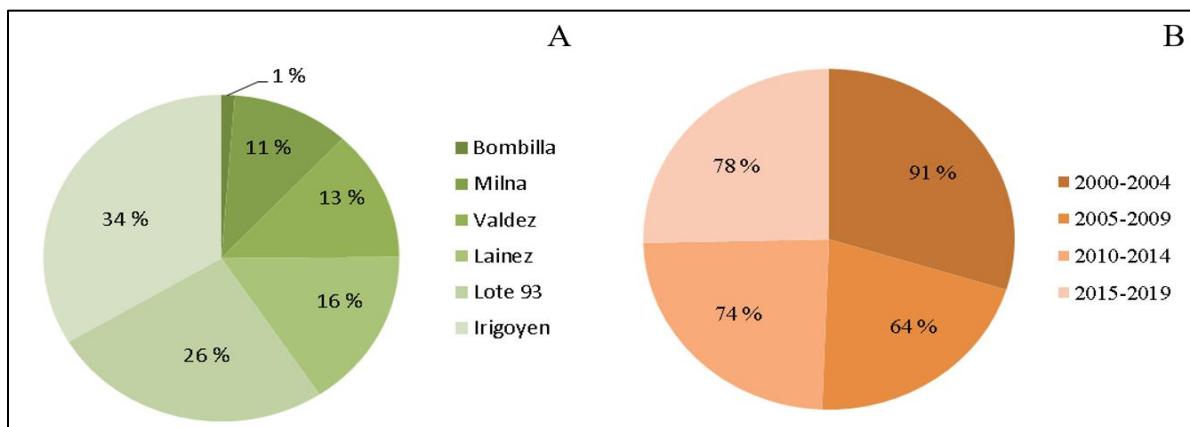


Figura 2. (A) Porcentaje de la superficie cosechada durante el período 2000-2019 en la zona este del territorio (RFP Lainez, Lote 93, e Irigoyen), (B) Dominancia de cortas de protección en los distintos períodos analizados.

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

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

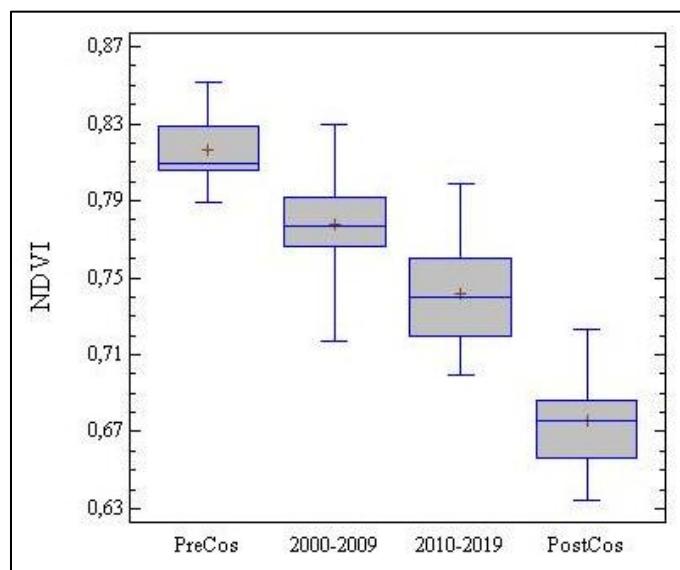


Figura 3. Gráfico de cajas y bigotes para NDVI según tipos de bosques sin intervención (PreCos), bosques con cosecha reciente (PostCos), bosques cosechados en el decenio 2000-2009 y 2010-2019.

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

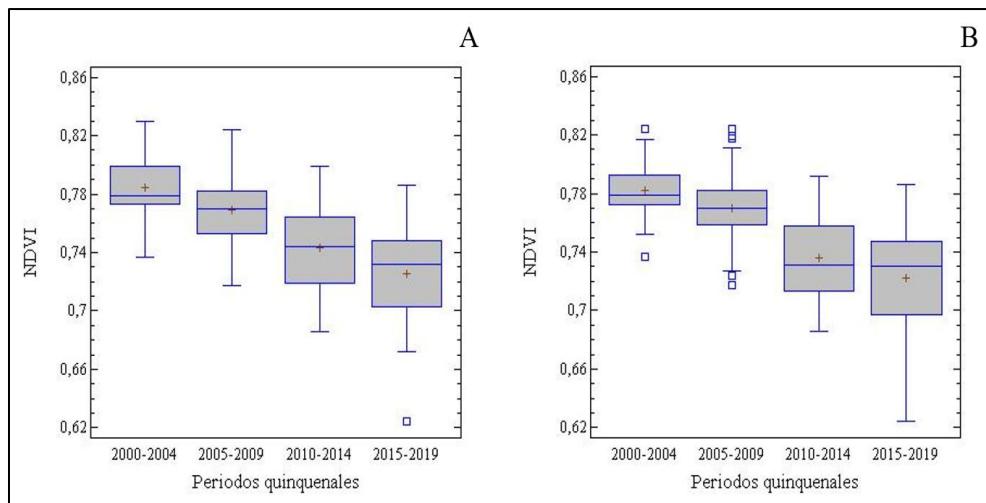


Figura 4. Gráfico de cajas y bigotes para NDVI según períodos quinquenales de cosecha. (A) NDVI de áreas cosechadas considerando todos los tratamientos silvícolas implementados, (B) NDVI de áreas cosechadas bajo cortas de protección.

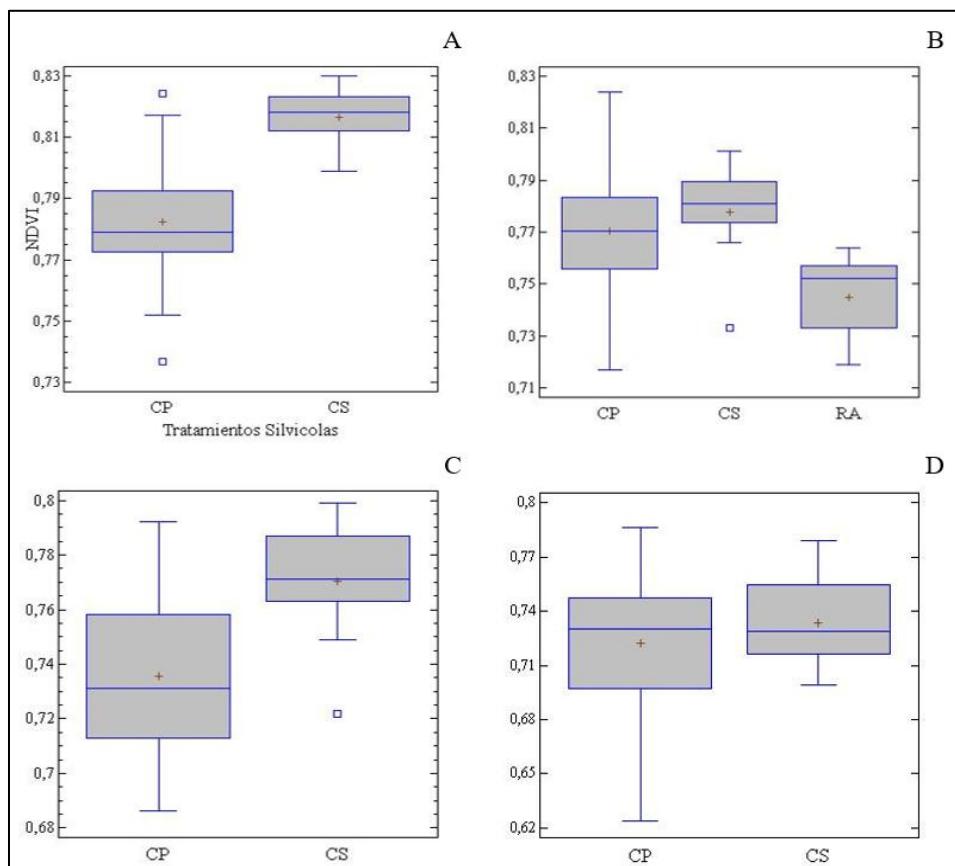


Figura 5. Gráfico de cajas y bigotes para NDVI según tratamientos silvícolas implementados para cada período de estudio. (A) Período 2000-2004, (B) Período 2005-2009, (C) Período 2010-2014, (D) Período 2015-2019. CP = cortas de protección, CS = cortas selectivas, RA = retención en agregados.

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

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

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

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

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

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

DISCUSIÓN

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

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

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

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



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

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

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

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

CONCLUSIONES

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

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

REFERENCIAS

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

- Kushla, J.D. & Ripple, W.J. (1998).** Assessing wildfire effects with Landsat thematic mapper data. International Journal of Remote Sensing, 19: 2493-2504. <https://doi.org/10.1080/014311698214587>
- Labrecque, S., Fournier, R.A., Luther, J.E. & Piercy, D. (2006).** A comparison of four methods to map biomass from Landsat-TM and inventory data in western Newfoundland. Forest Ecology and Management, 226: 129-144. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2006.01.030>
- Loto, D., Kees, S., Azcona, M., De Tellería, S., Manghi, E., Gaitán, J., Spagarino, C. et al. (2021).** Estructura de bosques con palo santo (*Gonopterodendron sarmientoi*): Evaluación regional para su manejo y conservación en la Argentina. Ecología Austral, 31(3), 558-574. <https://doi.org/10.25260/EA.21.31.3.0.1795>
- Martínez Pastur, G., Lencinas, M.V., Cellini, J., Díaz, B., Peri, P.L. & Vukasovic, R. (2002).** Herramientas disponibles para la construcción de un modelo de producción para la lenga (*Nothofagus pumilio*) bajo manejo en un gradiente de calidades de sitios. Bosque, 23: 69-80. <https://doi.org/10.4067/s0717-920020020000200008>
- Martínez Pastur, G., Lencinas, M.V., Peri, P.L., Moretto, A., Cellini, J.M., Mormeneo, I. & Vukasovic, R. (2007).** Harvesting adaptation to biodiversity conservation in sawmill industry: Technology innovation and monitoring program. Journal of Technology Management and Innovation, 2(3): 58-70. <https://www.jotmi.org/index.php/GT/article/view/art57>
- Martínez Pastur, G., Lencinas, M.V., Cellini, J.M., Peri, P.L. & Soler R. (2009).** Timber management with variable retention in *Nothofagus pumilio* forests of Southern Patagonia. Forest Ecology and Management, 258(4): 436-443. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2009.01.048>
- Martínez Pastur, G., Soler, R., Pulido, F. & Lencinas, M.V. (2013).** Variable retention harvesting influences biotic and abiotic drivers along the reproductive cycle in southern Patagonian forests. Forest Ecology and Management, 289(1): 106-114. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2012.09.032>
- Martínez Pastur, G., Soler, R., Cellini, J.M., Lencinas, M.V., Peri, P.L. & Neyland M.G. (2014).** Survival and growth of *Nothofagus pumilio* seedlings under several microenvironments after variable retention harvesting in southern Patagonian forests. Annals of Forest Science, 71: 349-362. <https://doi.org/10.1007/s13595-013-0343-3>
- Martínez Pastur, G., Cellini, J.M., Barrera, M.D., Lencinas, M.V., Soler, R. & Peri, P.L. (2017).** Influencia de factores bióticos y abióticos en el crecimiento de la regeneración pre y post cosecha en un bosque de *Nothofagus pumilio*. Bosque, 38(2): 247-257. <http://doi.org/10.4067/S0717-92002017000200003>
- Martínez Pastur, G., Rodríguez-Souilla, J., Bottán, L., Favorette, S. & Cellini, J.M. (2024).** Quantifying blowdown disturbance in overstory retention patches in managed *Nothofagus pumilio* forests with variable retention harvesting. Forests, 15(8): 1432. <https://doi.org/10.3390/f15081432>
- MayDS. (2021).** Diagnóstico ambiental socio-económico de cuencas forestales: Cuenca Forestal Tolhuin. Proyecto Fondo Cooperativo de Preparación para el Carbono de los Bosques (FCPF). Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible de la República Argentina, Buenos Aires, Argentina.
- Ojeda, N., Sandoval, V., Soto, H., Casanova, J.L., Herrera, M.A., Morales, L., Espinoza, A. et al. (2011).** Discriminación de bosques de *Araucaria araucana* en el Parque Nacional Conguillío, centro-sur de Chile, mediante datos Landsat TM. Bosque, 32(2): 113-125. <http://doi.org/10.4067/S0717-92002011000200002>
- Paredes, D., Cellini, J.M., Lencinas, M.V., Parodi, M., Quiroz, D., Ojeda, J., Farina, S. et al. (2020).** Influencia del paisaje en las cortas de protección en bosques de *Nothofagus pumilio* en Tierra del Fuego, Argentina: Cambios en la estructura forestal y respuesta de la regeneración. Bosque, 41(1): 55-64. <http://doi.org/10.4067/S0717-920020000100055>
- Paredes, D. (2023).** Características estructurales que inciden en la regeneración natural de bosques cosechados bajo cortas de protección de *Nothofagus pumilio* (lenga) a lo largo de gradientes ambientales en Tierra del Fuego, Argentina: Adecuación de prácticas silvícolas para el manejo sostenible. Tesis para optar al título de Doctor. Universidad Nacional de La Plata, La Plata, Argentina.
- Peña, M.A. (2007).** ASTER satellite image corrections to estimate vegetational parameters on the Mirta river basin, Aysén. Bosque, 28(2): 162-172. <https://dx.doi.org/10.4067/S0717-92002007000200009>

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