

**“CARACTERIZACIÓN ECOLÓGICA DE BOSQUES DE *Nothofagus betuloides* Y SU COMPARACIÓN CON OTROS BOSQUES DE *Nothofagus* EN RELACIÓN A LAS ESTRATEGIAS DE MANEJO Y CONSERVACIÓN EN TIERRA DEL FUEGO”**

- Estudiante: Rocío Lara Arcidiacono
- Director: Guillermo José Martínez Pastur
- Co - Director: Juan Manuel Cellini
- Fecha de entrega:

## RESUMEN

El objetivo de esta tesis de grado fue caracterizar ecológicamente bosques puros, maduros y sin cosecha previa de *Nothofagus betuloides* (Mirb.) Øerst. (guindo) y compararlos con bosques de *Nothofagus pumilio* (Poepp. & Endl.) Krasser (lenga) y *Nothofagus antarctica* (G Forst.) Oerst. (ñire) en la Provincia de Tierra del Fuego, Antártida e Islas del Atlántico Sur, Argentina. No existe suficiente información disponible publicada en estos temas, siendo necesaria para elaborar estrategias de manejo y conservación diferenciales para cada tipo forestal. En este contexto, se plantea generar comparaciones considerando variables abióticas, de estructura y regeneración forestal, biodiversidad y uso pastoril; y desarrollar índices que permitan definir los parámetros de análisis para el presente proyecto. Para estos análisis se utilizaron datos de 297 puntos de muestreo semipermanentes ( $n = 30$  *N. betuloides*;  $n = 76$  *N. antarctica*;  $n = 191$  *N. pumilio*) distribuidos a lo largo de la Isla de Tierra del Fuego. Se obtuvieron 37 variables de cada rodal, con las cuales se construyeron 4 índices. Estos índices agrupan las variables por clase según correspondan a (i) variables abióticas, (ii) de estructura y regeneración forestal, (iii) de biodiversidad, y (iv) de uso pastoril (ganado doméstico y de *Lama guanicoe* -guanaco-). Desde los resultados obtenidos se obtiene una caracterización ecológica de los bosques maduros de *N. betuloides* y su comparación con los bosques de *N. pumilio* y *N. antarctica*. Al analizar los valores globales de las variables, la especie en estudio describe valores más cercanos al bosque de *N. pumilio* que a los de *N. antarctica*. Se registraron para los bosques de *N. betuloides* valores altos de conservación según las variables de degradación ambiental y productiva utilizados. Este trabajo destaca la asociación de distintas variables para la descripción del bosque de *N. betuloides*, teniendo el potencial de ser una base para futuros estudios.

## INTRODUCCIÓN

Los Bosques Andino-Patagónicos o Bosques caducifolios de *Nothofagus spp.* (Oyarzabal et al., 2018) se encuentran en Tierra del Fuego (TDF) dominados por 3 especies principales: *Nothofagus betuloides* (Mirb.) Øerst. (guindo), *Nothofagus pumilio* (Poepp. & Endl.) Krasser (lenga) y *Nothofagus antarctica* (G. Forst.) Oerst.



Facultad de  
Ciencias Agrarias  
y Forestales



UNIVERSIDAD  
NACIONAL  
DE LA PLATA

(ñire) pudiendo encontrarse en bosques puros o mixtos. En los bosques mixtos aparecen, eventualmente, otras tres especies acompañantes: *Drimys winteri* J.R. Forst. & G. Forst. var. *winteri* (canelo), *Maytenus magellanica* (Lam) Hook. f. (leña dura) y *Embothrium coccineum* J.R. Forst. & G. Forst. (notro) (Moore, 1983). Estos bosques describen un arreglo particular en la Provincia. Por lo general, *N. pumilio* y *N. antarctica* crecen formando bosques monoespecíficos separados; aunque también los bosques de *N. pumilio* forman macizos rodeados por márgenes de bosques de *N. antarctica* (Tuhkanen et al., 1989). En el centro-sur de TDF se desarrollan bosques mixtos de *N. betuloides* y *N. pumilio*, donde, hacia el extremo este, *N. pumilio* domina el dosel superior, con *N. betuloides*, *D. winteri*, *E. coccineum* y *M. magellanica* ocupando el dosel medio e inferior (Tuhkanen et al., 1989). Los bosques de *N. betuloides* ocupan los sitios menos fríos y con suelos de menor drenaje que los respectivos a *N. pumilio*; los cuales se desarrollan en los sitios más fríos (Allué Camacho et al., 2010; Frangi & Richter, 1992) y con suelos de mejor drenaje (Frangi & Richter, 1994; Gutiérrez et al., 1991; Tuhkanen et al., 1989; Veblen et al., 1996). Los bosques de *N. betuloides* se encuentran ocupando elevaciones medias formando bandas; sobre y por debajo de estas bandas encontramos bosques de *N. pumilio* (Rebertus & Veblen, 1993). Estos bosques se encuentran intervenidos tanto antrópicamente como por la invasión de castor (*Castor canadensis*) (Martínez Pastur, 2021a). Esto genera una diversidad de bosques en cuanto a sus características estructurales, ambientales, y su biodiversidad. En Chile Gerding & Thiers (2002) caracterizaron los suelos bajo bosques de *N. betuloides*. Sus resultados indican que estos presentan una alta acidez y baja oferta nutricional. En cuanto a la dinámica de la regeneración, Martínez Pastur et al. (2012) describieron que para bosques maduros de *N. betuloides* en Argentina, la densidad de la regeneración y el establecimiento dependían en gran medida de la humedad del suelo y las condiciones microambientales del mismo, no así de la estructura forestal. Asimismo, Promis (2013) expone la dinámica de regeneración de esta especie en bosques maduros de Chile, definiéndola como altamente tolerante a la sombra. Toro Manríquez (2019) realiza una comparación entre los bosques puros de *N. betuloides*, *N. pumilio* y mixtos de estas dos especies, respecto a su dinámica temprana. Existen pocos antecedentes que abordan aspectos propios de la



caracterización ecológica de *N. betuloides*, debido a que esta especie no es aprovechada. Una de las principales razones es que la industria forestal se centró en los bosques de *N. pumilio* (Gea-Izquierdo et al., 2004; Martínez Pastur et al., 2002; Promis et al., 2008). La mayor información con respecto a la dinámica temprana de bosques de *Nothofagus betuloides* fue descrita por Toro Manríquez (2019) donde describe valores de determinadas variables respecto de la estructura forestal y la regeneración que presentan diferencias significativas según la localización geográfica (costa-montaña). La regeneración de los bosques de *N. betuloides* se ve restringida cuando se encuentra asociada a *D. winteri*, dado que esta última especie domina el sotobosque. Al alejarnos de la costa *D. winteri* desaparece y la regeneración de *N. betuloides* es abundante siguiendo los patrones de aperturas de claros (Rebertus & Veblen, 1993). Asimismo, Schmidt & Urzúa (1982) describen las fases de desarrollo en el ciclo natural de *N. pumilio*, definiendo 4 situaciones: crecimiento óptimo inicial (COI), crecimiento óptimo final (COF), envejecimiento (E) o desmoronamiento (D). Estas fases de desarrollo fueron utilizadas para describir el estado de un bosque dentro del ciclo natural para *N. betuloides* (Toro Manríquez 2019). Asimismo Martínez Pastur et al. (2021b) definen a través de la construcción de índices, las condiciones de variables de rodales (e.g. estructura forestal) de *N. antarctica* bajo distintos tratamientos. Para cada índice se seleccionó un conjunto de variables que correspondían a este, y con los valores finales se compararon los tratamientos. El uso de estos índices permitió la comparación entre distintas variables ecológicas de los rodales en estudio. La información respectiva a la ecología de *N. betuloides* (tanto los factores abióticos como los bióticos) es fundamental para alcanzar un manejo forestal sostenible y de conservación en los bosques de esta especie. Este manejo se encarga del proceso de planificación de prácticas para la administración y uso de los bosques a través del tiempo, para cumplir con uno o más objetivos. El manejo forestal sostenible es llevado a cabo manteniendo la biodiversidad y productividad del bosque; para una provisión sostenida de bienes y servicios. Considera no solo aspectos técnicos y científicos respectivos al bosque, sino también administrativos, económicos, legales, sociales y logísticos (Peri et al., 2021). Los bosques dominados por *N. pumilio* son aprovechados con un fin de producción maderera, mientras que los de *N. antarctica*,



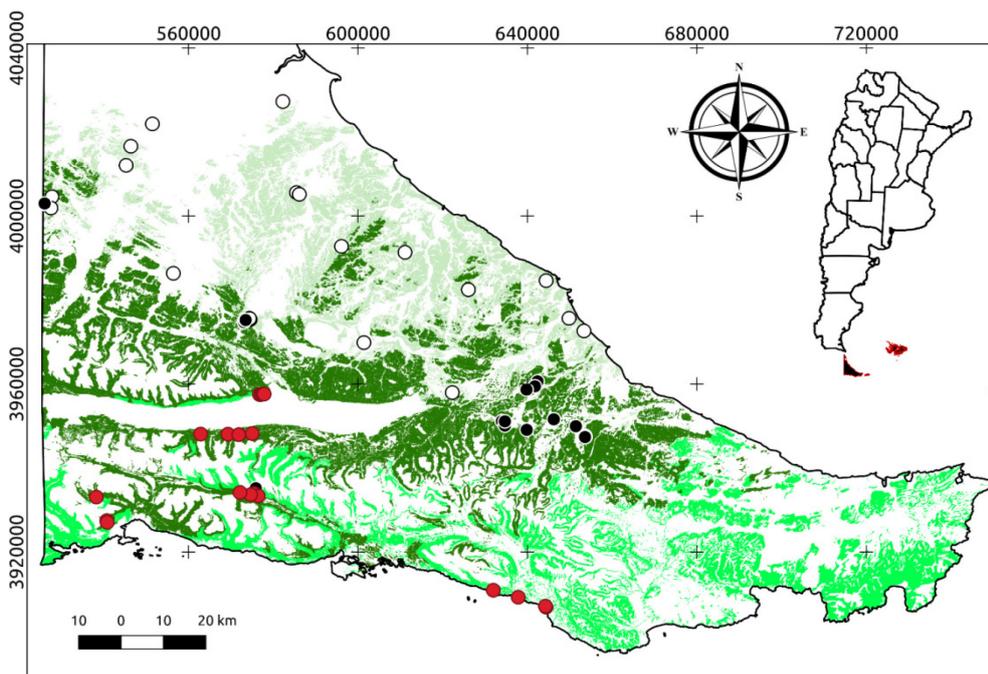
la principal actividad es silvopastoril, como también el aprovechamiento del bosque para leña y postes (Martínez Pastur et al., 2013; Peri, 2005; Peri et al., 2016). Existen varios trabajos sobre el manejo forestal en bosques de *N. pumilio* y *N. antarctica*. Podemos mencionar, entre otros, para *N. pumilio*: ensayos de cortas de protección, retención variable, volteos de vientos, producción de semillas, regeneración, sotobosque, biodiversidad, estructura del bosque, operaciones de aserradero, rendimiento de madera. Para *N. antarctica* raleos, MBGI (manejo de bosques con ganadería integrada), producción de pasturas, sotobosque, comunidad de aves entre otros (Benitez et al., 2022; Cellini, 2010; Martínez Pastur et al., 2013, 2019, 2020, 2021b, 2022; Pérez Flores et al., 2019; Vettese et al., 2019). Sin embargo, la información disponible para desarrollar estrategias de manejo forestal en bosques de *N. betuloides* es escasa para el sur de la Patagonia Argentina (Franco et al., 2019). Para esto, es clave el estudio de estos bosques respecto de su ecología, manejo y conservación. Los resultados de dichos estudios nos permitirán obtener umbrales para definir pautas de manejo y conservación (Martínez Pastur et al., 2013). Considerando la importancia de esta información para el manejo de la especie, el objetivo general de esta tesis es generar una caracterización ecológica de los bosques de *N. betuloides* en Tierra del Fuego, considerando diferentes conjuntos de variables (variables abióticas, estructura y regeneración forestal, biodiversidad, uso pastoril); y su posterior comparación con otros bosques de *Nothofagus* (*N. pumilio* y *N. antarctica*) en relación a diferentes estrategias de manejo forestal (madera para aserrado o uso pastoril del bosque) y conservación de la biodiversidad, así como la provisión de servicios ecosistémicos. A partir de esta tesis, se intenta alcanzar los siguientes objetivos específicos: (i) Determinar las principales particularidades de los bosques de *Nothofagus*, para identificar los principales valores de uso y conservación actual y potencial. (ii) Determinar la factibilidad de implementación de diferentes estrategias de manejo en función de los valores forestales (e.g. madera para aserrado) o de uso pastoril (e.g. biomasa palatable del sotobosque). (iii) Determinar valores de conservación en función de indicadores indirectos de biodiversidad (e.g. riqueza de especies del sotobosque, uso del bosque por parte de herbívoros nativos).



## METODOLOGÍA

### Área de estudio

El trabajo se focalizó en la caracterización ecológica de los bosques maduros de *N. betuloides* y su posterior comparación con otros de *N. pumilio* y *N. antarctica* en la Provincia de Tierra del Fuego, Antártida e Islas del Atlántico Sur en Argentina. Se define para esta tesis a bosque maduro como aquel cuya área basal de árboles vivos se encuentra representada en un 80% por árboles en fase de desmoronamiento-envejecimiento (Martínez Pastur et al., 2012). Para dicha Provincia, Collado (2001) menciona que el 35% de superficie se encuentra cubierta por bosques; de este porcentaje, *N. pumilio* representa un 44% (el 15.4% del total), y *N. antarctica* 25% (el 6.25% del total). El 31% corresponde a bosques mixtos conformados por estas especies de *Nothofagus*, junto con *D. winterii* y *M. magellanica* como especies acompañantes (el 10.85% del total). La superficie de bosque puro de *N. betuloides* no se encuentra determinada para la Provincia.



**Figura 1:** Ubicación de los puntos de muestreo. Se observa en blanco los puntos de *N. antarctica*, en negro los de *N. pumilio* y en rojo los de *N. betuloides*. Las áreas verde claro del norte representan bosques puros de *N. antarctica*, las verde oscuro en el centro de la isla responden a bosques de *N. pumilio* y en el sur los bosques

mixtos de *N. pumilio* y *N. betuloides*. Sistema de coordenadas: POSGAR 2007 / UTM zona 19S.

## Muestreo

De la base de datos generada en campañas realizadas entre los años 2017 y 2023 se seleccionaron 297 puntos de muestreo semipermanentes, dentro de bosques puros de cada especie. Se registró para cada punto de muestreo durante las campañas: presencia de carpintero (0= No, 1= Si), presencia de castor (0= No, 1= Si), intensidad de erosión (0= sin erosión, 1= menor -laminar- a 3= mayor -cárcavas-), intensidad de fuego (0= sin indicio de fuego, 1= menor a 3= mayor), aprovechamientos (0= sin aprovechamiento, 1= menor a 3= mayor intensidad, nuevos o viejos), residuos de recreación humana (ej. papeles, plásticos, botellas) (0= sin residuos, 1= menor a 3= mayor). Los puntos de muestreo seleccionados contaban con un estado de conservación representado por: presencia de carpintero -1-, nivel de erosión -0-, incendios pasados -0-, presencia de castor -0-, y fases de crecimiento -E y D- y usos pasados aprovechamientos nuevos o viejos -0-, uso para recreación -0-. En cada punto de muestreo se instaló una transecta de 50 m de longitud, donde se registró la cobertura del sotobosque mediante 50 intersecciones puntuales, pudiendo estar representadas por: especies presentes en el sotobosque, suelo desnudo, roca, liquen, árbol, residuos (como madera muerta de diferentes diámetros y nivel de descomposición), musgos, hongos, hepáticas y bosteos. Con estos datos se obtuvieron las variables: riqueza total de especies (RIQ), riqueza de exóticas (RIQ-EXO) y de nativas (RIQ-NAT) del sotobosque; cobertura total del sotobosque (COB-SOT-TOT en %), de dicotiledóneas (COB-DICO en %), monocotiledóneas (COB-MONO en %), palatables (COB-PAL en %), cobertura de la regeneración (COB-REG en %), coberturas de exóticas (COB-EXO en %), cobertura de nativas (COB-NAT en %) y porcentaje de suelo desnudo (COB-Suelo en %). Asimismo, se obtuvo: la cobertura total de residuos (C-RT en %) y el volumen total de residuos (R-TOT en  $\text{m}^3 \text{ha}^{-1}$ ); la degradación productiva como la relación entre plantas indicadoras de degradación productiva con el total (DEG-PRO), la degradación ambiental como la relación entre plantas indicadoras de degradación ambiental con el total (DEG-AMB) y la cobertura de exóticas como la relación entre



plantas exóticas con el total (EXO-COB). Se realizaron dos recuentos angulares de Bitterlich a los 10 m y a los 40 m de la transecta. De cada árbol incluido en el recuento angular se registró el diámetro a 1,3 m (DAP en cm), condición (0= vivo, 1= muerto), la fase de desarrollo (COI, COF, E, D) (Schmidt & Urzúa, 1982), y otras características necesarias para su modelado biométrico y de crecimiento; para el caso de *N. betuloides* se utilizaron modelos de *N. pumilio* (Ivancich et al., 2011; Ivancich, 2013; Martínez Pastur et al., 2004; 2008). Con los recuentos angulares se obtuvieron valores de área basal de árboles vivos (AB-V en  $\text{m}^2 \text{ha}^{-1}$ ), volumen total con corteza de árboles vivos (VTCC-V en  $\text{m}^3 \text{ha}^{-1}$ ) y crecimiento (CREC en  $\text{m}^3 \text{ha} \cdot \text{año}^{-1}$ ). Se calculó la altura dominante (HD en m) promediando dos mediciones de altura sobre dos árboles dominantes con True pulse 200. Asimismo, a los 10 m y a los 40 m sobre la transecta se tomaron imágenes hemisféricas, con un lente ojo de pescado Sigma 8 mm montado sobre una cámara digital Nikon 35 mm. Luego de analizarlas con el software Gap Light Analyzer v.2.0 se obtuvieron valores de cobertura de copas (CC en %). Se estimó la biomasa aérea del sotobosque por cosecha directa en una parcela de  $0.25 \text{ m}^2$  a 5 m en dirección norte desde el centro de la transecta. Esta se secó a estufa y se dividió en: musgo, helechos, monocotiledóneas palatables, monocotiledóneas no palatables, dicotiledóneas palatables, dicotiledóneas no palatables y material muerto. A cada una de estas divisiones se la pesó para obtener valores de peso seco vivo (PS-V en  $\text{kg ha}^{-1}$ ), peso seco palatable total (PS-PAL-TOT en  $\text{kg ha}^{-1}$ ) y carga potencial (EOPc en equivalentes ovinos). Sobre los primeros y últimos 5 m de la transecta se instalaron parcelas de  $1 \text{ m}^2$  con el objeto de describir la regeneración inicial de especies leñosas (menor a 1,3 m de altura); considerando las  $\leq 1$  año, y las  $> 1$  año (diferenciándolas en sanas, ramoneadas o con daño por causas abióticas). Asimismo, para la regeneración avanzada de especies leñosas ( $\geq 1,3$  m de altura) se procedió de forma similar, contando las plantas presentes en 2 parcelas de  $5 \text{ m}^2$ . Se obtuvieron, valores de: densidad de la regeneración inicial (D-RI en miles de plántulas  $\text{ha}^{-1}$ ), densidad de regeneración avanzada (D-RA en miles de plantas  $\text{ha}^{-1}$ ), porcentaje de plantas ramoneadas (RAM), porcentaje de plantas dañadas por



agentes abióticos (AS). Se contabilizaron los bosteos frescos y viejos existentes, según especie de mamífero, sobre 200 m<sup>2</sup>. Con estos datos se obtuvo: presencia de guanaco (G-EO en equivalentes ovinos), presencia de ganado (DOM-EO en equivalentes ovinos), equivalente ovino total (EOT). Se tomaron 2 muestras de suelo por punto de muestreo, 1 entre los 0 y 25 m y la restante en los siguientes 25 m. Estas muestras se pesaron en húmedo, se secaron a estufa a 105°C, y luego se pesaron en seco. Se tamizaron a 2 mm y se determinó el pH con peachímetro y el carbono orgánico total con mufla. Con el peso seco y el volumen del cilindro utilizado para obtener la muestra se calculó la densidad del suelo (DS en gr cm<sup>3</sup>). Con el peso seco y el peso húmedo se calculó el contenido de humedad del suelo (HS en %). También se obtuvieron valores de carbono del suelo (C en kg m<sup>2</sup> 30 cm), nitrógeno del suelo (N en kg m<sup>2</sup> 30 cm), fósforo en el suelo (P en kg m<sup>2</sup> 30 cm).





**Figura 2:** Ejemplos de mediciones a campo: A= intersecciones puntuales (cinta amarilla por sobre residuos), B= medición de DAP en bosque de *N. pumilio* en árbol en Fase desmoronamiento, C= toma de muestra de suelo, D= recuento angular utilizando Dendrometer Criterion RD 1000, E y G= registro de las características del sitio (Variables de erosión, aprovechamientos, daños), F= toma de fotos hemisféricas con un lente ojo de pescado Sigma 8 mm montado sobre una cámara digital Nikon

35 mm, H= cosecha directa de biomasa aérea de 0.25 m<sup>2</sup> del sotobosque a 5 m en dirección norte desde el centro de la transecta.

### Racionalidad estadística

Se compararon los tres tipos forestales ( $n = 30$  *N. betuloides*;  $n = 76$  *N. antarctica*;  $n = 191$  *N. pumilio*) para un conjunto de variables ( $n = 37$ ) agrupadas en abióticas, de estructura y regeneración forestal, de biodiversidad, y de uso pastoril del bosque ( $n = 4$ ). La comparación se realizó por medio de índices, análisis gráficos y análisis univariados (ANDEVAS) (Casal Tellería, 2022). Las variables abióticas responden principalmente a características fisicoquímicas del suelo del bosque y de la tanto de la proporción de suelo sin cobertura (desnudo) como de la cobertura de residuos. Las variables de estructura y regeneración forestal describen el arreglo en el espacio de cada una de las especies estudiadas, su forma forestal y capacidad para regenerarse. Las variables de biodiversidad nos brindan valores respecto de la diversidad de especies del sotobosque, y la cobertura de estas según grupos funcionales. Asimismo, las variables de uso pastoril del bosque, nos muestran la carga animal y la oferta forrajera; junto con indicadores de degradación y daños sobre la regeneración. Los índices se construyeron agrupando las variables según la clasificación descrita anteriormente (Martínez Pastur et al., 2021b). Para el índice abiótico se utilizaron las variables: DS, HS, C (kg m<sup>2</sup> 30 cm), N (kg m<sup>2</sup> 30 cm), P (kg m<sup>2</sup> 30 cm), pH, COB-Suelo, C\_RT y R\_TOT. Para el de estructura y regeneración forestal se agruparon los valores de CC%, HD, AB-V, VTCC-V, CREC, D-RI, D-RA. Se construyó el índice de uso animal con los valores de las variables: PS-V, PS-PAL-TOT, G-EO, DOM-EO, EOT, EOPc, %DEG-PRO, %DEG-AMB, %EXO-COB, RAM%, AS%. Por último, índice de biodiversidad se calculó con: RIQ, RIQ-EXO, RIQ-NAT, COB-SOT-TOT, COB-DICO, COB-MONO, COB-PAL, COB-EXO, COB-NAT, COB-REG. Los valores se estandarizaron entre 0 y 1, siendo el 0 el valor mínimo que se registró para los bosques de la especie analizada y 1 el máximo. Cada índice tomó el valor del promedio de todos los valores obtenidos para el conjunto de variables definidas. Finalmente, se realizó un Análisis de Conglomerados con los valores obtenidos de todas las variables por tipo forestal.



## RESULTADOS

Las variables que no presentaron diferencias significativas entre tipos forestales fueron: contenido de fósforo en los primeros 30 cm de profundidad, densidad de la regeneración avanzada, presencia de guanaco, ramoneo sobre la regeneración inicial, presencia de daños abióticos sobre la regeneración inicial (tablas 1, 2 y 3).

**Tabla 1:** Resultados de los ANDEVAS para cada variable analizada del índice ambiental. COB-Suelo= cobertura de suelo en %; C\_RT= cobertura total de residuos en %; R\_TOT= residuos totales en  $\text{m}^3 \text{ha}^{-1}$ ; DS= densidad de suelo en  $\text{gr cm}^3$ ; HS= humedad de suelo en %; C= contenido de carbono de los primeros 30 cm de profundidad en ( $\text{kg m}^2 \text{30 cm}$ ); N= contenido de nitrógeno de los primeros 30 cm de profundidad en  $\text{kg m}^2 \text{30 cm}$ ; P= contenido de fósforo de los primeros 30 cm de profundidad en  $\text{kg m}^2 \text{30 cm}$ .

| Bosque               | COB-Suelo         | C_RT              | R_TOT             | DS                | HS                | C                 | N                 | P               | pH                |
|----------------------|-------------------|-------------------|-------------------|-------------------|-------------------|-------------------|-------------------|-----------------|-------------------|
| <i>N. antarctica</i> | 5.8a              | 14.0a             | 82.7a             | 0.64b             | 42.7a             | 16.4ab            | 0.97b             | 0.45            | 4.93c             |
| <i>N. pumilio</i>    | 33.6b             | 21.8b             | 272.7b            | 0.61b             | 60.7a             | 15.3a             | 0.60a             | 0.45            | 4.61b             |
| <i>N. betuloides</i> | 29.5b             | 28.9c             | 254.9b            | 0.43a             | 123.2b            | 25.1b             | 0.62a             | 0.34            | 3.93a             |
| F(p)                 | 73.58<br>(<0.001) | 24.24<br>(<0.001) | 45.26<br>(<0.001) | 15.14<br>(<0.001) | 17.61<br>(<0.001) | 40.26<br>(<0.001) | 57.31<br>(<0.001) | 2.62<br>(0.074) | 41.91<br>(<0.001) |

**Tabla 2:** Resultados de los ANDEVAS para cada variable analizada del índice de estructura forestal. CC= cobertura de copas en %; HD= altura dominante en m; AB-V= área basal de árboles vivos en  $\text{m}^2 \text{ha}^{-1}$ ; VTCC-V= volumen con corteza de árboles vivos en  $\text{m}^3 \text{ha}^{-1}$ ; CREC= crecimiento en  $\text{m}^3 \text{ha año}^{-1}$ ; D-RI= densidad de la regeneración inicial en miles  $\text{ha}^{-1}$ ; D-RA= densidad de la regeneración avanzada en miles  $\text{ha}^{-1}$ .

| Bosque               | CC                | HD                 | AB-V              | VTCC-V             | CREC              | D-RI              | D-RA            |
|----------------------|-------------------|--------------------|-------------------|--------------------|-------------------|-------------------|-----------------|
| <i>N. antarctica</i> | 74.6a             | 9.8a               | 36.4a             | 189.4a             | 2.8a              | 41.6a             | 1.07            |
| <i>N. pumilio</i>    | 85.8b             | 20.5b              | 51.7b             | 464.4b             | 4.1b              | 274.6b            | 0.84            |
| <i>N. betuloides</i> | 90.6c             | 19.2b              | 55.4b             | 542.7c             | 3.9b              | 393.2b            | 0.70            |
| F(p)                 | 73.08<br>(<0.001) | 283.27<br>(<0.001) | 52.45<br>(<0.001) | 118.87<br>(<0.001) | 11.63<br>(<0.001) | 12.47<br>(<0.001) | 0.35<br>(0.706) |

**Tabla 3:** Resultados de los ANDEVAS para variables analizadas del índice de uso animal. PS-V= peso seco vivo en  $\text{kg ha}^{-1}$ ; PS-PAL-TOT= peso seco palatable total en  $\text{kg ha}^{-1}$ ; G-E.O.= presencia de guanaco en equivalente ovino; DOM-E.O.= presencia de ganado doméstico en equivalente ovino; E.O.T.= equivalentes ovinos totales; E.O.P.c= carga potencial en equivalente ovino; RAM= regeneración afectada por el ramoneo en %; AS= regeneración afectada por factores abióticos en %.



| Bosque               | PS-V              | PS-PAL-TOT        | G-E.O.          | DOM-E.O.          | E.O.T.            | E.O.P.c           | RAM             | AS              |
|----------------------|-------------------|-------------------|-----------------|-------------------|-------------------|-------------------|-----------------|-----------------|
| <i>N. antarctica</i> | 843.4a            | 758.6b            | 0.067           | 1.555b            | 1.622b            | 1.938b            | 10.0            | 2.6             |
| <i>N. pumilio</i>    | 688.6a            | 365.4a            | 0.061           | 0.229a            | 0.290a            | 0.810a            | 5.3             | 1.8             |
| <i>N. betuloides</i> | 1425.3b           | 662.6b            | 0.004           | 0.198a            | 0.203a            | 1.938b            | 0.0             | 2.2             |
| F(p)                 | 10.46<br>(<0.001) | 14.85<br>(<0.001) | 2.54<br>(0.081) | 21.84<br>(<0.001) | 22.47<br>(<0.001) | 14.05<br>(<0.001) | 2.63<br>(0.074) | 0.29<br>(0.747) |

Las variables que son diferentes entre los tres tipos forestales y siguen el orden *N. betuloides*>*N. pumilio*>*N. antarctica* fueron cobertura total de residuos, cobertura de copas, volumen con corteza de árboles vivos (tablas 1 y 2) y las que se comportan de forma antagónica (*N. antarctica*>*N. pumilio*>*N. betuloides*) fueron pH, riqueza de exóticas, cobertura del sotobosque total (tablas 1 y 5).

**Tabla 4:** Resultados de los ANDEVAS para variables analizadas del índice de uso animal. DEG\_PRO= relación entre plantas indicadoras de degradación productiva con el total en %; DEG\_AMB= relación entre plantas indicadoras de degradación ambiental con el total en %; EXO\_COB= relación entre las plantas exóticas con el total en %.

| Bosque               | DEG_PRO          | DEG_AMB           | EXO_COB           |
|----------------------|------------------|-------------------|-------------------|
| <i>N. antarctica</i> | 0.65b            | 1.21b             | 36.1b             |
| <i>N. pumilio</i>    | 0.08a            | 0.04a             | 6.53a             |
| <i>N. betuloides</i> | 0.00a            | 0.00a             | 1.25a             |
| F(p)                 | 9.81<br>(<0.001) | 46.32<br>(<0.001) | 99.87<br>(<0.001) |

**Tabla 5:** Resultados de los ANDEVAS para cada variable analizada del índice de biodiversidad. RIQ= riqueza total; RIQ-EXO= riqueza de exóticas; RIQ-NAT= riqueza de nativas, COB-SOT-TOT= cobertura total del sotobosque en %; COB-DICO= cobertura de dicotiledóneas en %; COB-REG= cobertura de regeneración de guindo en %; COB-MONO= cobertura de monocotiledóneas en %; COB-EXO= cobertura de exóticas en %; COB-NAT= cobertura de nativas en %; COB-PAL= cobertura de palatables en %.

| Bosque               | RIQ               | RIQ-EXO            | RIQ-NAT           | COB-SOT-TOT       | COB-DICO          | COB-REG           | COB-MONO           | COB-EXO            | COB-NAT           | COB-PAL           |
|----------------------|-------------------|--------------------|-------------------|-------------------|-------------------|-------------------|--------------------|--------------------|-------------------|-------------------|
| <i>N. antarctica</i> | 25.4b             | 4.8c               | 20.6b             | 168.7c            | 80.7b             | 3.2a              | 69.3b              | 55.7b              | 113.0b            | 139.3b            |
| <i>N. pumilio</i>    | 14.4a             | 1.9b               | 12.5a             | 78.9b             | 50.2a             | 11.1b             | 12.4a              | 5.7a               | 73.2a             | 75.2a             |
| <i>N. betuloides</i> | 12.5a             | 0.6a               | 11.8a             | 68.8a             | 38.4a             | 17.3b             | 5.4a               | 0.6a               | 68.2a             | 65.5a             |
| F(p)                 | 84.73<br>(<0.001) | 128.31<br>(<0.001) | 51.57<br>(<0.001) | 97.69<br>(<0.001) | 22.04<br>(<0.001) | 13.88<br>(<0.001) | 217.58<br>(<0.001) | 173.30<br>(<0.001) | 23.05<br>(<0.001) | 58.83<br>(<0.001) |

Las variables que dividen a los bosques en dos, y por consiguiente agrupan a dos tipos forestales quedando: *N. pumilio*=*N. betuloides*>*N. antarctica* fueron cobertura de suelo, residuos totales, altura dominante, área basal de árboles vivos,

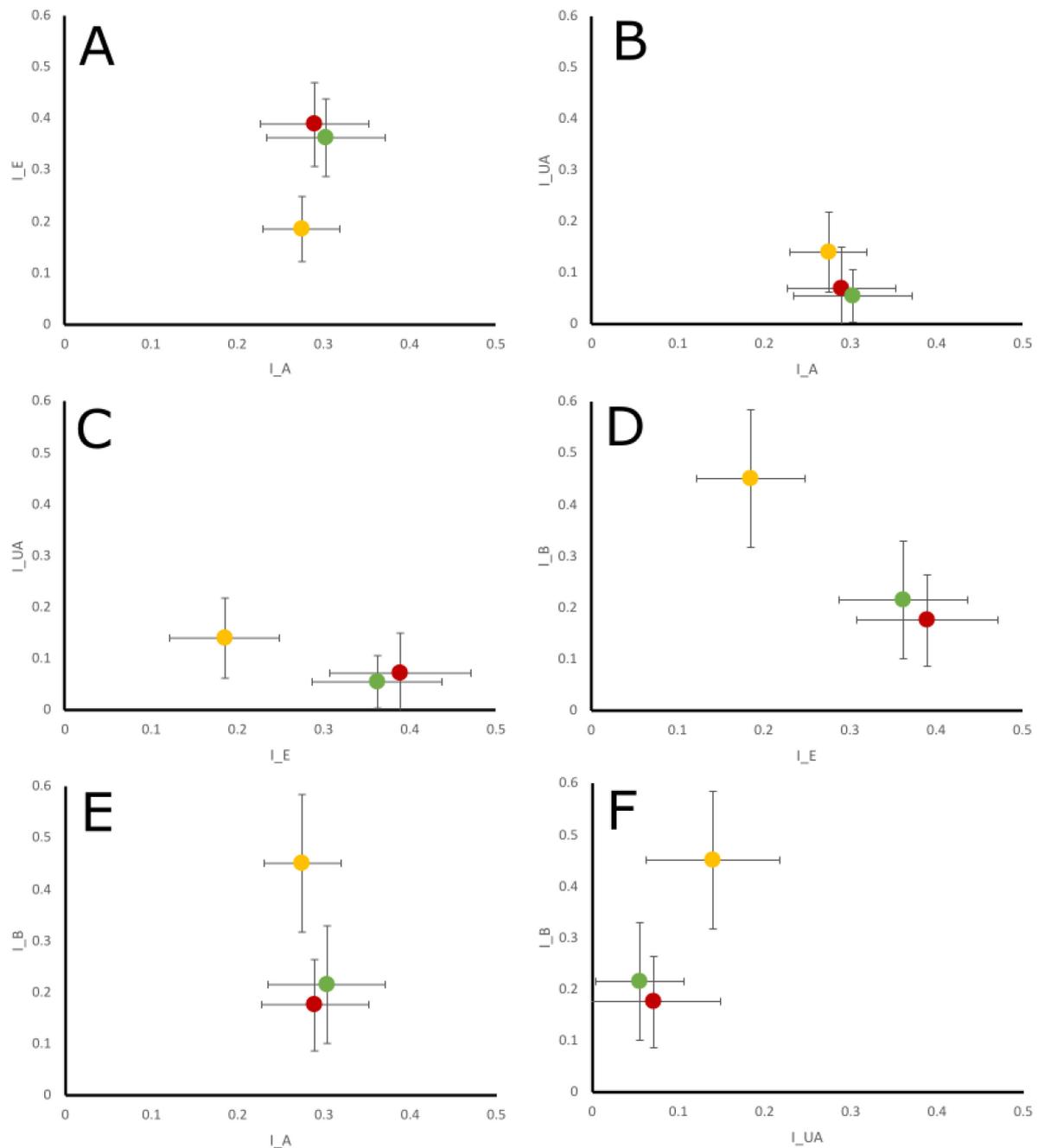


crecimiento, densidad de regeneración inicial, cobertura de regeneración (tablas 1, 2 y 5), *N. antarctica*>*N. pumilio*=*N. betuloides* (contenido de nitrógeno en los primeros 30 cm de profundidad, presencia de ganado doméstico, equivalente ovino total, degradación productiva, degradación ambiental, relación entre las plantas exóticas con el total, riqueza total, riqueza de nativas, cobertura de dicotiledóneas, cobertura de monocotiledóneas, cobertura de exóticas, cobertura de nativas y cobertura de palatables) (tablas 1, 3, 4<sup>1</sup> y 5), *N. antarctica*=*N. pumilio*>*N. betuloides* (densidad de suelo) (tabla 1), *N. betuloides*>*N. antarctica*=*N. pumilio* (humedad de suelo, peso seco vivo total) (tablas 1 y 3), *N. antarctica*=*N. betuloides*>*N. pumilio* (peso seco palatable total, carga potencial) (tabla 3). Por último encontramos para el contenido de carbono en los primeros 30 cm de profundidad (tabla 1) que los bosques quedan ordenados *N. pumilio* como el menor valor, *N. betuloides* como el mayor y *N. antarctica* presenta un valor intermedio entre los dos anteriores. Las especies forestales *N. betuloides* y *N. pumilio* comparten una mayor similitud con respecto a *N. antarctica*, al observar los índices construidos (figura 3). Para el índice de estructura forestal (figuras 3A, 3C, 3D), los valores más altos son los del *N. betuloides*, seguido por la *N. pumilio* y en último lugar *N. antarctica*. En cuanto al índice de uso animal (figuras 3B, 3C, 3F) los resultados para los distintos tipos forestales se encuentran cercanos, aunque *N. antarctica* presenta un valor mayor, *N. pumilio* el menor y *N. betuloides* intermedio. Para el índice de biodiversidad (figuras 3D, 3E, 3F) los bosques se ordenan con los mayores valores para *N. antarctica*, seguido de *N. pumilio* y por último *N. betuloides*. Finalmente el índice ambiental (figuras 3A, 3B, 3E) es el que presenta menor variación, y los bosques se encuentran más cercanos, lo mismo ocurre con el índice de uso animal por esto en la figura 3B los bosques se ubican unos cercanos de otros.

---

<sup>1</sup> Presentada anteriormente





**Figura 3:** Índices de uso animal ( $I_{UA}$ ), de biodiversidad ( $I_B$ ), estructura forestal ( $I_E$ ), ambiental ( $I_A$ ) para los 3 tipos forestales: *N. betuloies* (rojo), *N. pumilio* (verde), *N. antarctica* (amarillo); las barras indican los desvíos estándar para cada índice. A= Gráfico de  $I_E$  en función de  $I_A$ , B= Gráfico de  $I_{UA}$  en función de  $I_A$ , C= Gráfico de  $I_{UA}$  en función de  $I_E$ , D= Gráfico de  $I_B$  en función de  $I_E$ , E= Gráfico de  $I_B$  en función de  $I_A$ , F= Gráfico de  $I_B$  en función de  $I_{UA}$ .

En el caso del índice ambiental no hay una tendencia en las variables a ser más elevadas en un tipo forestal que en otro, existen diferencias significativas en la mayoría de las variables, pero el orden de los bosques cambia. Para el índice de estructura forestal encontramos que en la mayoría de las variables que presentan diferencias significativas (6/7), con excepción de D\_RA que no presenta diferencias. *N. antarctica* es siempre el bosque con valores menores, esto se condice con un índice menor de estructura forestal que los bosques de *N. betuloides* y *N. pumilio*. Considerando el índice de uso animal, la mayoría de las variables presentan diferencias significativas nuevamente, aunque 3/11 no lo hacen (RAM, AS y G-E.O.). Estas diferencias marcan la tendencia de mayores valores para *N. antarctica*, los menores para *N. pumilio* y *N. betuloides* en una situación intermedia. Por último, para el índice de biodiversidad, las diferencias son significativas para el total de variables analizadas y muestran a *N. antarctica* con los valores más altos, mientras que *N. betuloides* y *N. pumilio* presentan valores inferiores, siendo el primero el que toma valores menores en todas las variables, menos en cobertura de la regeneración.

## DISCUSIÓN

Analizando globalmente los resultados observamos que el bosque de *N. betuloides* presenta valores similares a *N. pumilio* respecto de las variables analizadas según los índices de biodiversidad, uso animal, estructura forestal y ambiente. *Nothofagus betuloides*, cuenta con el mayor valor de índice de estructura forestal, intermedio de índice de uso animal y ambiental; y menor de índice de biodiversidad. En cuanto a la estructura forestal, los bosques de *N. betuloides*, junto con los de *N. pumilio*, cuentan con las mayores coberturas de copa, áreas basales, HD y volúmenes totales con corteza. Analizando cada variable *N. betuloides* cuenta con los valores mayores de CC (90.6%) en comparación con *N. pumilio* (85.8%) y *N. antártica* (74.6%), mayor VTCC-V ( $542.7 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ ) respecto de *N. pumilio* ( $464.4 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ ) y *N. antarctica* ( $189.4 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ ). Respecto a HD *N. betuloides* se encuentra junto a *N. pumilio* en el grupo de los valores mayores (19.2 m para la primera especie y 20.5 m para la segunda, siendo 9.8 m para *N. antarctica*), lo mismo ocurre con la variable CREC, siendo para *N. betuloides*  $3.9 \text{ m}^3 \text{ ha año}^{-1}$ ,  $4.1 \text{ m}^3 \text{ ha año}^{-1}$  para *N. betuloides* y  $2.8 \text{ m}^3 \text{ ha año}^{-1}$



para *N. antártica*. Por último, encontramos la misma situación en la D\_RI, reconociendo los valores más altos para *N. betuloides* (393.2 miles ha<sup>-1</sup>), seguido de *N. pumilio* (274.6 miles ha<sup>-1</sup>) y el valor más bajo corresponde a los bosques de *N. antarctica* (41.6 miles ha<sup>-1</sup>). De esta forma se diferencian de *N. antarctica*, y dichos resultados se condicen mayormente con los resultados de la bibliografía. Martínez Pastur et al. (2012) mencionan para la regeneración en *N. betuloides* un rango de 170 miles ha<sup>-1</sup> a 4520 miles ha<sup>-1</sup>. Mestre et al. (2017) y Toro Manriquez (2019) mencionan en sus trabajos sobre bosques maduros diferencias significativas entre los bosques de *N. betuloides* y *N. pumilio*. Para la primera especie se exhiben valores menores de HD (15.93 m) pero mayores de área basal (84.5 m<sup>2</sup> ha<sup>-1</sup>). Para la segunda especie los valores de HD son mayores (21.97 m) pero menores en área basal (66.5 m<sup>2</sup> ha<sup>-1</sup>). Respecto del área basal de árboles vivos, se encontró en el presente trabajo los menores valores para *N. antarctica* (36.4 m<sup>2</sup> ha<sup>-1</sup>) y a *N. betuloides* y *N. pumilio* dentro del mismo grupo con los mayores valores (55.4 m<sup>2</sup> ha<sup>-1</sup> y 51.7 m<sup>2</sup> ha<sup>-1</sup> respectivamente). Mestre (2017) no encuentra diferencias en los valores de CC para Np, Nb y M. Cabe destacar que en esta tesina se utiliza una base de datos más extensa de las especies deciduas (n = 76 *N. antarctica*; n = 191 *N. pumilio*; mientras que en los trabajos antes mencionados se utilizaron 60 parcelas por tipo forestal). Las características de la estructura forestal del bosque de *N. betuloides* determinan una disponibilidad particular de recursos y de condiciones microclimáticas para el sotobosque (Toro Manríquez, 2019). Por ejemplo: Martínez Pastur et al. (2002) al comparar bosques vírgenes de *N. pumilio* con pastizales encontró valores menores de velocidad de viento, mayor humedad ambiental, menor temperatura y menor luz dentro de los bosques. Incluso, luego de la corta de protección, (disminución del área basal y cobertura de copa agravada por los volteos de viento) menciona un aumento de la temperatura y una disminución de la humedad ambiental debido al incremento del efecto dado por el viento. Esto determinó el aumento de la mortalidad de musgos y plantas de la regeneración (Berger & Puettmann, 2000; Lencinas et al., 2008). Estos resultados relacionan la apertura de canopeo, o un canopeo menor con cambios en el microclima generado



por el bosque, el cual está relacionado a las existencias en el sotobosque. Es importante señalar que de las especies analizadas de *Nothofagus*, *N. betuloides* es la única siempreverde (Biloni, 1990; Moore, 1983; Tortorelli, 1956), por lo que la cobertura de copa es máxima todo el año, lo que implica que el porcentaje de luz que logra atravesar el canopy es siempre menor (Promis et al., 2009). Asimismo, estos bosques ocupan los lugares donde el drenaje del suelo es menor (Frangi & Richter, 1994). Esto explicaría los mayores valores de humedad de suelo que presentan estos bosques. Sobre este último punto la bibliografía es ambigua (Martínez Pastur et al., 2011, 2020), pudiendo ser causado por el momento de muestreo de los datos utilizados (verano) y las condiciones del tiempo en el momento de toma de la muestra o inmediatamente previo (ej. lluvias o sequías). El valor de contenido de humedad del suelo se muestra, en antecedentes bibliográficos, como determinante de las instalaciones -incorporaciones de plántulas- (Martínez Pastur et al., 2012). El contenido de nitrógeno del suelo es el menor junto con *N. pumilio*. El pH de los bosques de *N. betuloides* es el menor de los tres tipos de bosques (suelos de mayor acidez, con valores similares a los expuestos por Toro Manríquez (2019), aunque no encuentran diferencias significativas en el porcentaje de nitrógeno total). *N. betuloides* presenta la mayor cobertura total de residuos y el mayor contenido de C. Esto puede deberse a una menor tasa de descomposición para *N. betuloides* y *N. antarctica* que para *N. pumilio* considerando ramas pequeñas, como expone Frangi et al. (2011). Los valores que obtuvieron de descomposición encontraban diferencias entre las tres especies y responden a la relación C/N de las ramas pequeñas. En residuos de mayor diámetro las diferencias en la tasa de descomposición entre especies desaparecen, pero se describe una disminución de la tasa de descomposición con el aumento del diámetro del residuo, hasta un valor constante. Dado lo analizado en la estructura forestal, es esperable encontrar residuos de mayor tamaño en los bosques de *N. betuloides* y *N. pumilio* que en bosques de *N. antarctica*, lo cual explica la diferencia entre los valores promedio obtenidos. También en el mismo trabajo se menciona la influencia de variables microambientales y ambientales del bosque sobre la descomposición, como los altos valores de humedad y anegamiento en suelos de *N. betuloides* que limitan la actividad de organismos descomponedores. Los bosques de *N. betuloides*



describen las menores riquezas y coberturas (totales, de dicotiledóneas, monocotiledóneas, exóticas, nativas y palatables), lo cual concuerda con los resultados de expuestos por Mestre et al. (2017). En sus resultados encontraron las menores riquezas para los bosques siempreverdes (6.65) al compararlos con bosques de *N. pumilio* (12.55). Para la cobertura vegetal los bosques siempreverdes exhiben los menores valores (76.8%) al compararlos con *N. pumilio* (137.5%). El presente trabajo amplía los resultados al sumar a *N. antarctica* a la comparación, siendo este el bosque con valores mayores de riquezas y coberturas a excepción de la COB-REG. Mestre et al. (2017) y Toro Manríquez (2019) mencionan valores algo más bajos de cobertura para monocotiledóneas (3,2%) y más altos para cobertura de dicotiledóneas (45.5%) para *N. betuloides*. Al comprarlos con *N. pumilio* los valores de cobertura son los menores para estos dos grupos funcionales. En los resultados de la presente tesis no se encuentran diferencias significativas para las variables de coberturas mencionadas anteriormente y RIQ para *N. betuloides* y *N. pumilio*, pero si de estas dos respecto de *N. antarctica*. El último tipo forestal presenta los valores mayores de COB-MONO y COB-DICO. Toro Manríquez (2019) en su tesis explica que la composición del canopy influye en las características del sotobosque, lo cual podría estar generando estas diferencias. También destaca una importante presencia de plantas no vasculares en el sotobosque de *N. betuloides*, lo cual podría relacionarse con la baja cobertura de las plantas vasculares. Es interesante remarcar que a pesar de encontrarse las menores coberturas de plantas o grupos funcionales en el sotobosque, el bosque de *N. betuloides* cuenta con los valores mayores de peso seco vivo y peso seco palatable. Es por esto que aunque en los bosques de *N. betuloides* observamos las menores presencias de animales tanto ganado doméstico como herbívoros nativos, se encuentra junto a *N. antarctica* respecto de la variable E.O.P.c. Algunos de los rodales muestreados de *N. betuloides* se encontraban bajo una clausura de ganado, esta es una posible causa para los mayores valores del sotobosque y bajo de presencia de ganado o herbívoros nativos. Se esperaría que el uso animal incrementa si se abrieran los rodales al ganado. Esta variable presenta una oportunidad para desarrollar ensayos que determinen la factibilidad del uso pastoril del bosque (sistemas silvopastoriles) y los umbrales dentro de los cuales lograríamos un manejo sostenible del bosque de



*N. betuloides* con ganadería integrada. Desde el manejo forestal para esta especie es interesante remarcar que sus valores de crecimiento y densidad de regeneración inicial son del grupo de los más altos junto con *N. pumilio*. Junto con los resultados de Franco et al. (2019) que demuestran la respuesta de la especie al raleo, vemos un potencial productivo forestal para esta especie. Analizando los valores de conservación, los bosques de *N. betuloides* presentan los menores valores de %DEG\_PRO, %DEG\_AMB y %EXO\_COB de todos los bosques. Esto nos habla de un alto grado de conservación actual de los bosques de esta especie. Estos bosques se distinguen por una baja riqueza de especies del sotobosque, un bajo uso animal, tanto de domésticos como de nativos, lo que determina también un bajo nivel de ramoneo, y una alta cobertura de residuos, más que la expuesta por Toro Manríquez (2019) (17,3%). Estas características deben ser tomadas en cuenta a la hora de determinar estrategias de manejo. No hay antecedentes de cómo responde el sotobosque de *N. betuloides* a distintos grados de raleos, cosechas, o intensidad de uso animal, pero según la intervención que realicemos, debemos evaluar cuánto nos alejamos de estos valores de conservación. Los antecedentes sobre la silvicultura y el manejo forestal con la especie son escasos, estudiando de forma aislada ciertas variables como el trabajo mencionado anteriormente sobre regeneración, la respuesta a distintas intensidades de raleo (Franco et al., 2019), las características de suelo (Gerding & Thiers, 2002) entre otras. Incluso es necesario analizar cómo es la respuesta de la regeneración ante el aprovechamiento. Dado que los trabajos expuestos sobre *N. pumilio* muestran modificaciones en las condiciones microclimáticas generadas por el bosque, principalmente la humedad, y considerando que la regeneración de *N. betuloides* se demostró relacionada a este valor se podrían generar condiciones inadecuadas para la instalación de la regeneración. Es por esto que se debe buscar la forma adecuada de aprovechamiento para lograr la permanencia del bosque. Finalmente, este trabajo se muestra como preliminar para el origen de futuras preguntas, ensayos, análisis que nos permitan conocer en profundidad los potenciales de nuestros recursos, como así también la forma óptima de uso para lograr su continuidad en el tiempo. Las características propias de la estructura forestal de *N. betuloides* (mayores HD, cobertura de canopy, volumen con corteza de árboles vivos, área basal de árboles



vivos y crecimiento) describen su aptitud para la industria maderera (Lencinas et al., 2008). Aunque es necesario ampliar los conocimientos tecnológicos sobre la madera de esta especie (Juacida et al., 2005), como también desarrollar nuevos usos posibles. Incluso es necesario generar modelos biométricos para cuantificar volúmenes y crecimientos específicos de esta especie que nos sirvan como herramienta base para otros estudios, como evaluar distintas intervenciones silvícolas, niveles de producción y crecimiento en el gradiente de calidades de sitio posibles. Trabajar con todos los bosques y distintas variables de forma integral en la Provincia nos permite una base científica para una mejor gestión de recursos, que pueda definir el uso óptimo para determinado tipo forestal, considerando cuáles son los parámetros de conservación a seguir y cuál es el uso idóneo para cada rodal según sus características.

## CONCLUSIONES

En el presente trabajo se caracteriza ecológicamente los bosques maduros de *N. betuloides* desde un conjunto de variables agrupadas por índices. Asimismo, se realiza una comparación con los otros bosques maduros de *Nothofagus* presentes en la provincia, *N. antarctica* y *N. pumilio*. Salvo excepciones los bosques de la especie en estudio describen valores más cercanos a los de *N. pumilio* que a los de *N. antarctica* respecto de las variables analizadas. Se registraron para los bosques de *N. betuloides* valores altos de conservación según las variables de degradación ambiental y productiva utilizados. Estos resultados representan una imagen de varios aspectos integrados que describen la ecología de la especie y su potencial productivo, como así también información base para pensar futuros estudios y ensayos.

## BIBLIOGRAFÍA

- Allué Camacho, C., Arranz, J. A., Bava, J. O., Beneitez, J. M., Collado, L., & García López, J. M.** 2010. Caracterización y cartografía fitoclimáticas del bosque nativo subantártico en la Isla Grande de Tierra del Fuego (Patagonia, Argentina). *Forest systems*, 19(2), 189–207.
- Benitez, J., Barrera, M. D., Sola, F. J., Blazina, A. P., Martínez Pastur, G. J., Peri, P. L., & Lencinas, M. V.** 2022. Effects of long-term low intensity silviculture



- and habitat on birds in *Nothofagus antarctica* forests of south Patagonia. *Forest Ecology and Management*, 516, 120254.
- Berger, A., & Puettmann, K.** 2000. Overstory composition and stand structure influence herbaceous plant diversity in the mixed Aspen forest of northern Minnesota. *Aspen Bibliography*, 143.
- Biloni, J. S.** 1990. Árboles autóctonos argentinos. Tipográfica Editora Argentina.
- Bray, J. R., & Curtis, J. T.** 1957. An Ordination of the Upland Forest Communities of Southern Wisconsin. *Ecological Monographs*, 27(4), 326-349.
- Casal Tellería, J.** 2022. Técnicas de análisis de datos: Análisis de la varianza.
- Cellini, J. M.** 2010. Estructura y regeneración bajo distintas propuestas de manejo de bosques de *Nothofagus pumilio* (Poepp et. Endl) Krasser en Tierra del Fuego, Argentina. Tesis. Facultad de Ciencias Naturales y Museo, Universidad Nacional de La Plata, La Plata, Argentina. 157 pp.
- Collado, L.** 2001. Los bosques de Tierra del Fuego: Análisis de su estratificación mediante imágenes satelitales para el inventario forestal de la provincia. *Multequina*, 10(1): 01–15.
- Franco, M. G., Mundo, I. A., Martínez Pastur, G. J., & Barrera, M. D.** 2019. Radial growth responses to thinning and climate in native *Nothofagus betuloides* forests in Tierra del Fuego, Argentina. *Dendrochronologia* 57: 125625.
- Frangi, J. L., & Richter, L. L.** 1992. Los ecosistemas forestales de la Tierra del Fuego. *Vida Silvestre*, 72(2): 36–43.
- Frangi, J. L., & Richter, L. L.** 1994. Balances hídricos de bosques de *Nothofagus* de Tierra del Fuego, Argentina. *Revista de la Facultad de Agronomía* 70(1): 65-79.
- Frangi, J., Richter, L., Barrera, M., & Aloggia, M.** 2011. Decomposition of *Nothofagus* fallen woody debris in forests of Tierra del Fuego, Argentina. *Canadian Journal of Forest Research*, 27, 1095-1102.
- Gea-Izquierdo, G., Pastur, G. M., Cellini, J. M., & Lencinas, M. V.** 2004. Forty years of silvicultural management in southern *Nothofagus pumilio* primary forests. *Forest Ecology and Management*, 201(2), 335-347.
- Gerding, V., & Thiers, O.** 2002. Caracterización de suelos bajo bosques de *Nothofagus betuloides* (Mirb) Blume, en Tierra del Fuego, Chile. *Revista*



Chilena de Historia Natural 75(4): 819–833.

- Gutiérrez, E., Vallejo, V. R., Romañà, J., & Fons, J.** 1991. The subantarctic Nothofagus forests of Tierra del Fuego: Distribution, structure and production. En: Homage to Ramon Margalef, Or, Why There is Such Pleasure in Studying Nature. Ed: Universidad de Barcelona. pp. 353-366.
- Ivancich, H., Pastur, G. M., & Peri, P. L.** 2011. Modelos forzados y no forzados para el cálculo del índice de sitio en bosques de Nothofagus antarctica en Patagonia Sur. BOSQUE, 32(2), Article 2.
- Ivancich, H. S.** 2013. Relaciones entre la estructura forestal y el crecimiento del bosque de Nothofagus antarctica en gradientes de edad y calidad de sitio. Tesis. Facultad de Ciencias Naturales y Museo, Universidad Nacional de La Plata, La Plata, Argentina. 181 pp.
- Juacida P, R., Inzunza D, L., & Barria C, C.** 2005. Efecto del vaporizado inicial en el secado artificial de madera de coigüe de Magallanes (Nothofagus betuloides). Bosque (Valdivia), 26(3).
- Lencinas, M. V., Martínez Pastur, G. J., Rivero, P., & Busso, C. A.** 2008. Conservation value of timber quality versus associated non-timber quality stands for understory diversity in Nothofagus forests. Biodiversity and Conservation 17: 2579-2597.
- Martínez Pastur, G. J.** 2021a. Landscape variables influence over active restoration strategies of Nothofagus forests degraded by invasive *Castor canadensis* in Tierra del Fuego. Sustainability 13.14: 7541
- Martínez Pastur, G. J., Cellini, J. M., Chaves, J. E., Rodríguez-Souilla, J., Benitez, J., Rosas, Y. M., Soler, R. M., Lencinas, M. V., & Peri, P. L.** 2022. Changes in forest structure modify understory and livestock occurrence along the natural cycle and different management strategies in Nothofagus antarctica forests. Agroforestry Systems, 96(7), 1039-1052.
- Martínez Pastur, G. J., Cellini, J. M., Lencinas, M. V., & Peri, P. L.** 2008. Stand growth model using volume increment/basal area ratios. Journal of Forest Science, 54(3), 102-108.
- Martínez Pastur, G. J., Jordán, C., Soler Esteban, R. M., Lencinas, M. V., Ivancich, H. S., & Kreps, G.** 2012. Landscape and microenvironmental



conditions influence over regeneration dynamics in old-growth *Nothofagus betuloides* Southern Patagonian forests. *Plant Biosystems-An International Journal Dealing with all Aspects of Plant Biology* 146.1: 201-213.

**Martínez Pastur, G. J., Peri, P. L., Cellini, J. M., Lencinas, M. V., Barrera, M., & Ivancich, H.** 2011. Canopy structure analysis for estimating forest regeneration dynamics and growth in *Nothofagus pumilio* forests. *Annals of Forest Science*, 68(3), Article 3.

**Martínez Pastur, G. J., Peri, P. L., Lencinas, M. V., Cellini, J. M., Barrera, M. D., Soler Esteban, R. M., Ivancich, H. S., Mestre, L. M., Moretto, A. S., Anderson, C. B., & Pulido, F.** 2013. La producción forestal y la conservación de la biodiversidad en los bosques de *Nothofagus* en Tierra del Fuego y Patagonia Sur. In *Silvicultura para los bosques de Chile*. Dunken.

**Martínez Pastur, G. J., Rosas, Y. M., Cellini, J. M., Barrera, M. D., Toro Manríquez, M. D., Huertas Herrera, A., Favoretti Bondar, S., Lencinas, M. V., & Peri, P. L.** 2020. Conservation values of understory vascular plants in even- and uneven-aged *Nothofagus antarctica* forests. *Biodiversity and Conservation* 29(13): 3783–3805.

**Martínez Pastur, G. J., Rosas, Y. M., Chaves, J., Cellini, J. M., Barrera, M. D., Favoretti, S., Lencinas, M. V., & Peri, P. L.** 2021b. Changes in forest structure values along the natural cycle and different management strategies in *Nothofagus antarctica* forests. *Forest Ecology and Management* 486: 118973.

**Martínez Pastur, G. J., Rosas, Y. M., Toro Manríquez, M., Huertas Herrera, A., Miller, J. A., Cellini, J. M., Barrera, M. D., Peri, P. L., & Lencinas, M. V.** 2019. Knowledge arising from long-term research of variable retention harvesting in Tierra del Fuego: Where do we go from here? *Ecological Processes*, 8(1), 24.

**Martínez Pastur, G., Lencinas, M. V., Cellini, J. M., Díaz, B., Peri, P., & 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 sitio. *Bosque*, 23(2).

**Martínez Pastur, G., Lencinas, M. V., Vukasovic, R., Peri, P., Díaz, B., & Cellini,**



- J. M.** 2004. Turno de corta y posibilidad de los bosques de lenga (*Nothofagus pumilio*) en Tierra del Fuego (Argentina). *Bosque (Valdivia)*, 25(1).
- Martínez Pastur, G., Peri, P., Fernández, M., Staffieri, G., & Lencinas, M.** 2002. Changes in Understory Species Diversity during the *Nothofagus pumilio* Forest Management Cycle. *Journal of Forest Research*, 7, 165-174.
- Mestre, L., Toro-Manríquez, M., Soler, R., Huertas-Herrera, A., Martínez-Pastur, G., & Lencinas, M. V.** 2017. The influence of canopy-layer composition on understory plant diversity in southern temperate forests. *Forest Ecosystems*, 4(1), 6.
- Moore, D. M.** 1983. Flora of Tierra del Fuego.
- Oyarzabal, M., Clavijo, J., Oakley, L., Biganzoli, F., Tognetti, P., Barberis, I., Maturo, H. M., Aragón, R., Campanello, P. I., Prado, D., Oesterheld, M., & León, R. J. C.** 2018. Unidades de vegetación de la Argentina. *Ecología Austral* 28(1): 40–63.
- Pérez Flores, M., Martínez Pastur, G., Cellini, J. M., & Lencinas, M. V.** 2019. Recovery of understory assemblage along 50 years after shelterwood cut harvesting in *Nothofagus pumilio* Southern Patagonian forests. *Forest Ecology and Management* 450: 117494.
- Peri, P. L.** 2005. Sistemas Silvopastoriles en Ñirantales. IDIA XXI Forestal.
- Peri, P. L., Bahamonde, H. A., Lencinas, M. V., Gargaglione, V., Soler, R., Ormaechea, S., & Pastur, G. M.** 2016. A review of silvopastoral systems in native forests of *Nothofagus antarctica* in southern Patagonia, Argentina. *Agroforestry Systems* 90(6): 933–960.
- Peri, P. L., Martínez Pastur, G. J., Chauchards, L. M., & Schlichter, T. M.** 2021. Introducción y enfoque del manejo de los bosques nativos. En: *Uso sustentable del bosque: Aportes desde la silvicultura argentina*. Presidencia de la Nación. Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible. pp 21-46.
- Promis, A.** 2013. Aspectos de la ecología de la regeneración de *Nothofagus betuloides* para una propuesta de manejo forestal sustentable en bosques patagónicos. En: *Silvicultura en Bosques Nativos. Avances en la Investigación en Chile, Argentina y Nueva Zelanda*. pp 86–106.
- Promis, A., Cruz, G., Reif, A., & Gärtner, S.** 2008. BOSQUES DE NOTHOFAGUS



BETULOIDES (MIRB.) OERST 1871 (FAGALES: NOTHOFAGACEAE) EN LA PATAGONIA AUSTRAL Y TIERRA DEL FUEGO. *Anales del Instituto de la Patagonia*, 36(1), 53-68.

**Promis, A., Schindler, D., Reif, A., & Cruz, G.** 2009. Solar radiation transmission in and around canopy gaps in an uneven-aged *Nothofagus betuloides* forest. *International Journal of Biometeorology*, 53(4): 355-367.

**Rebertus, A. J., & Veblen, T. T.** 1993. Structure and tree-fall gap dynamics of old-growth *Nothofagus* forests in Tierra del Fuego, Argentina. *Journal of Vegetation Science* 4(5): 641–654.

**Schmidt, H., & Urzúa, A.** 1982. Transformación y manejo de los bosques de lenga en Magallanes. Univ. de Chile, Fac. de Ciencias Agrarias, Veterinarias y Forestales, Depto. de Silvicultura y Manejo.

**Toro Manríquez, M.** 2019. Bosques mixtos de *Nothofagus pumilio* y *N. betuloides*: ¿son estables?. Tesis. Facultad de Ciencias Agrarias y Forestales, Universidad Nacional de La Plata, La Plata, Argentina. 289 pp.

**Tortorelli, L. A.** 1956. Maderas y bosques argentinos. Editorial Acme.

**Tuhkanen, S., Kuokka, I., Hyvönen, J., Streenroos, S., & Niemelä, J.** 1989. Tierra del Fuego as a target for biogeographical research in the past and present. *Anales Del Instituto de La Patagonia*.

**Veblen, T., Hill, R., & Read, J.** 1996. *Ecology and Biogeography of Nothofagus Forests*. Ed. Yale University Press, New Haven. 403 pp.

**Vettese, E. S., Orellana Ibáñez, I. A., Lencinas, M. V., Martínez Pastur, G., & Peri, P. L.** 2019. Diversidad de plantas vasculares en bosques continuos y relictuales de *Nothofagus* antártica (*Nothofagaceae*) en Patagonia austral. *Anales Del Instituto de La Patagonia* 47(1): 31–53.



Facultad de  
Ciencias Agrarias  
y Forestales



UNIVERSIDAD  
NACIONAL  
DE LA PLATA