

Diversidad de plantas vasculares en bosques continuos y relictuales de *Nothofagus antarctica* (Nothofagaceae) en Patagonia austral

*Diversity of vascular plants in continuous and relictual forests of *Nothofagus antarctica* (Nothofagaceae) in southern Patagonia*

Evangelina S. Vettese¹, Ivonne A. Orellana Ibáñez²,
María V. Lencinas³, Guillermo Martínez Pastur³ & Pablo L. Peri⁴

Resumen

La historia de los bosques de *Nothofagus antarctica* (ñire, ñirre) está asociada a profundos disturbios geológicos y climáticos. A éstos se le suman los disturbios más recientes, que junto a los usos culturales de la tierra contribuyen a la fragmentación del hábitat. En el ecotono bosque-estepa, *N. antarctica* forma bosquetes insertos en una matriz de estepa llamados relictos. Éstos se encuentran separados de los bosques andinos que forman una masa boscosa continua. Con el fin de estudiar los patrones de diversidad de plantas vasculares comparativamente entre bosques relictuales (R) y sus bosques continuos aledaños (A), se relevaron cinco localidades de Santa Cruz. Éstas se ubican en un amplio gradiente latitudinal (47° 4' - 51° 5' LS) y experimentan diferentes historias de uso. Los componentes alfa y beta de la diversidad fueron relacionados a otras variables ambientales mediante un análisis multivariado de redundancia (RDA). Un total de 152 especies fue registrado. La diversidad alfa se evaluó mediante el índice Shannon-Wiener (H') y no hubo diferencias significativas ($p = 0,585$) entre los ambientes A y R. Sin embargo, el índice H' varió significativamente entre localidades ($p < 0,0001$). Los mayores valores de H' se registraron en la localidad ubicada en el extremo latitudinal Norte, mientras que los menores valores de H' se registraron en la localidad ubicada en el extremo latitudinal Sur. El análisis de diversidad beta global (β_{sor}) muestra más similitud entre los ambientes de las localidades ubicadas en los extremos Norte y Sur. Además, mientras que en la localidad más austral predomina

el componente de diferenciación de especies por anidamiento (β_{nes}), en las otras localidades predomina el componente de recambio de especies (β_{sim}). El RDA demuestra que existe una estrecha relación entre las características ambientales (suelo y el clima) y la composición de especies. Asimismo, muestra que la temperatura media es el principal factor que relaciona a las localidades de los extremos Norte y Sur; localidades de baja similitud entre sí (1 y 5). Mientras que el mayor contenido de nutrientes en el suelo se relaciona a las localidades intermedias (2, 3 y 4). Se concluye que el gradiente latitudinal tiene fuertes influencias en la diversidad de la comunidad del sotobosque de *N. antarctica*. Además, la intensidad del uso histórico de los bosques estaría relacionada a una mayor disminución en la riqueza de plantas vasculares de relictos, con respecto a los bosques continuos aledaños. Esto último denota una mayor sensibilidad de relictos a los disturbios antrópicos y la necesidad de implementar medidas adecuadas de conservación de los ambientes naturales.

¹ CIT - Santa Cruz - CONICET.
Av. Lisandro De La Torre 860 (9400) Río Gallegos,
Santa Cruz, Argentina.
✉ evangelinavettese@gmail.com

² FCNyCS - UNPSJB. Ruta 259, km 16.4 Esquel, Chubut.

³ CADIC CONICET. Houssay 200 (9410) Ushuaia,
Tierra del Fuego, Argentina.

⁴ INTA EEA Santa Cruz - UNPA - CONICET. CC 332
(9400) Río Gallegos, Santa Cruz, Argentina.

Palabras clave:

sotobosque, índices de biodiversidad, ecotono, gradientes ambientales, usos antrópicos.

Abstract

The history of *Nothofagus antarctica* forests in Santa Cruz is associated with significant geological and climatic disturbances. More recently, anthropic disturbances contributed to habitat fragmentation process. In the forest-steppe ecotone *N. antarctica* forms small forests inserted in a steppe matrix and separated from the Andean forests that are found towards the West forming continuous forest mass. Five localities of Santa Cruz were surveyed in order to study the patterns of diversity of vascular plants comparatively between relictual forests (R) and their surrounding continuous forests (A). The localities are located in a wide latitudinal gradient (47° 4' - 51° 5' S) and experience different histories of use. The alpha and beta components of the diversity were linked to other environmental variables through a multivariate redundancy analysis (RDA). A total of 152 species were registered. The alpha diversity was evaluated using the Shannon-Wiener Index (H'). There was no significant differences ($p = 0.585$) between environments A and R. However, when comparing the sites the differences were significant ($p < 0.0001$). The highest H' values were recorded in the northern site, while the lowest H' values occurred in southern site. The components analysis of global beta diversity (β_{soi}) showed lower values in the northern and southern extreme locations. In addition, while in the most austral site the component of species differentiation by nesting (β_{nes}) was more relevant, in the other evaluated sites the turnover component (β_{sim}) was predominant. The RDA shows that there is a close relationship between environmental characteristics (soil and climate) and species composition. It also shows that mean temperature is the main factor that relates localities of low similarity to each other (1 and 5). While the higher nutrient content in the soil is related to the intermediate localities (2, 3 and 4). We concluded that the latitudinal gradient had strong influences on the diversity of the understory community of *N. antarctica* forests. Furthermore, the intensity of the historical use of the forests can be related

to a greater decrease in the vascular plant richness in relicts compared to the surrounding continuous forests. This denotes a greater sensitivity of relicts to anthropogenic disturbances and the need of an adequate conservation action.

Key words:

understory, biodiversity indexes, ecotone, environmental gradients, anthropic uses.

INTRODUCCIÓN

Las comunidades que integran el bioma de los bosques templados de América del Sur constituyen una isla biogeográfica con baja diversidad biológica en relación con los restantes bosques continentales (Villagrán *et al.* 2005). Sin embargo, estos bosques tienen gran relevancia por la presencia de numerosos endemismos (Villagrán & Hinojosa, 1997), géneros con pocas especies o géneros monotípicos exclusivos de esta región. La comunidad de plantas vasculares de los bosques del Sur de América del Sur se caracteriza por la presencia de elementos de diversos orígenes fitogeográficos, resultado de la integración de las sucesivas paleofloras (Schmithüsen, 1956; van der Hammen & Cleef, 1983; Villagrán & Hinojosa, 1997).

En la actualidad los bosques de Patagonia se encuentran sometidos principalmente a tres gradientes de variación climática; la temperatura disminuye conforme se incrementan la latitud y la altitud, en tanto la precipitación disminuye bruscamente en sentido oeste-este (Donoso, 1993; Blisniuk & Stern, 2005). Asimismo, la viabilidad poblacional, la estructura de comunidades y el funcionamiento de estos ecosistemas pueden verse modificados cuando ocurren alteraciones del entorno abiótico por fragmentación (García, 2011; Pütz *et al.* 2011; Magnago *et al.* 2014). Este proceso implica la subdivisión de ambientes originalmente continuos en parches aislados por una matriz conformada por otro tipo de ambiente de mayor superficie (Wilcove & May, 1986; Haila, 1995). En Patagonia han ocurrido procesos de fragmentación natural de los bosques a escalas de tiempo evolutivo, como por ejemplo la fragmentación producto de glaciaciones (Premoli *et al.* 2002; Villagrán & Armesto, 2005). No obstante, durante el último siglo la fragmentación

de los bosques ha estado asociada a procesos con un fuerte componente antrópico. Entre las diversas causas relacionadas con la disminución forestal se encuentran la apertura de nuevos caminos, las urbanizaciones no planificadas, el pastoreo intensivo, los incendios forestales y las extracciones forestales, entre otras (Carabelli *et al.* 2003; Suárez *et al.* 2004; Greslebin *et al.* 2015).

En el ecotono bosque-estepa de la provincia de Santa Cruz, *Nothofagus antarctica* (G. Forster) Oerst. (ñire o ñirre) se encuentra formando remanentes forestales insertos en una matriz de estepa, estos bosquetes constituyen las poblaciones en el límite oriental de su distribución natural (Peri & Ormaechea, 2013). Se entiende por relictos forestales a un ecosistema forestal primario o secundario maduro, compuesto principalmente por especies arbóreas propias del hábitat junto al que ha compartido los procesos evolutivos, y durante éstos ha quedado aislado de los bosques de su entorno por al menos diez veces la distancia de dispersión natural de sus semillas, y con una superficie inferior a las 50 ha (Peri & Ormaechea, 2013). Es decir, son comunidades marginales, separadas de otros bosques que forman una masa boscosa continua hacia el Oeste. También existen antecedentes de poblaciones de *N. antarctica* que forman relictos a lo largo del río Gallegos (23 relictos de uno o más árboles) con una dispersión agámica (vegetativa) a larga distancia promovida por eventos de crecida del río (Peri *et al.* 2013).

N. antarctica es un árbol caducifolio que se distribuye en Chile y Argentina desde los 36° 30' S hasta los 56° S. Entre los *Nothofagus* de América del Sur es la especie que presenta la mayor amplitud ecológica, adaptada a condiciones ambientales extremas de profundidad y permeabilidad del suelo, múltiples rangos de temperatura, precipitaciones y regímenes de heladas (Donoso *et al.* 2006). Desde el siglo pasado estos bosques han sido sometidos a diferentes usos como son el aprovechamiento forestal, la ganadería ovina y bovina. Asimismo, han sido afectados por distintos tipos de disturbios como son incendios, introducciones de especies, mortandad o daños por sequía, entre otros, lo que ha llevado a un deterioro progresivo de estos ecosistemas.

La diversidad de plantas vasculares de los bosques dominados por *N. antarctica* en la

actualidad es una consecuencia de los múltiples procesos que han operado como fuerzas de cambio sobre las comunidades naturales originarias (Halffter & Moreno, 2005). En este sentido, los índices de diversidad son métodos simples y de fácil interpretación (Hill, 1973; Moreno, 2001), que resumen mucha información en un solo valor. Permiten hacer comparaciones rápidas y sujetas a comprobación estadística entre la diversidad de distintos hábitats, con importantes implicancias en el monitoreo ambiental y el manejo de conservación (Magurran, 1988; Halffter, 1998). Existen tres clases: diversidad alfa (α) o diversidad dentro del hábitat, diversidad beta (β) o diversidad entre hábitats, y diversidad gamma (γ), que se refiere a un grupo de hábitats, al paisaje completo, compuesta de alfa y beta (Whittaker, 1972). Además, es importante considerar la separación de diversidad beta en sus dos componentes; el *recambio efectivo* que pondera las diferencias en la composición de especies por ganancia o pérdida de éstas (Lennon *et al.* 2001, Carvalho *et al.* 2012) y la *diferenciación de riqueza por anidamiento*, que mide las diferencias absolutas en el número de especies (Harrison *et al.* 1992; Baselga & Jiménez-Valverde, 2007; Baselga, 2010). La comparación de ambos componentes puede reflejar la diversidad de nichos disponibles en distintos sitios de un mismo gradiente (Legendre, 2014).

Con el fin de estudiar los patrones de diversidad de plantas vasculares, se seleccionaron cinco localidades de estudio distribuidas en el gradiente latitudinal de la provincia de Santa Cruz. En cada localidad, se relevaron bosques relictuales (R) dominados por *N. antarctica* y sus bosques continuos aledaños (A). Postulamos que debido a la fuerte influencia de la matriz de estepa, hay una mayor cantidad de especies de plantas vasculares en los relictos con respecto a los bosques continuos. Se prevé que en los relictos haya una pérdida de plantas vasculares propias de los bosques continuos, y una ganancia de especies propias de la estepa. Además se espera que el gradiente latitudinal se refleje en la disminución del número de especies conforme aumenta la latitud y que los ambientes A y R que se encuentran dentro de áreas protegidas (AP) presenten características diferenciales a aquellos bosques que se encuentran en las inmediaciones de estancias productivas (EP).

MATERIALES Y MÉTODOS

Se seleccionaron cinco localidades en la provincia argentina de Santa Cruz (de 1 a 5; de Norte a Sur) (Fig. 1). El área de estudio abarcó un rango latitudinal de 467 km, entre los 47° 4' y 51° 5' LS y un rango longitudinal de 85 km, entre los 72° 5' y 71° 3' LO (Tabla 1).

En cada una de las cinco localidades se identificaron dos ambientes de *N. antarctica*: bosques relictuales (R) y bosques continuos aledaños a similares latitudes (A). En cada ambiente (A y R) se instalaron tres unidades de muestreo lo que generó en total N = 30 unidades de muestreo. Cada unidad de muestreo consistió en una superficie circular de 2000 m² donde se relevaron las plantas vasculares y se cuantificó la abundancia utilizando el método de Braun-Blanquet (Mueller-Dombois & Ellenberg, 1974). Se colectaron ejemplares y se herborizaron para su identificación en laboratorio utilizando lupa y material bibliográfico de apoyo: colección Flora Patagónica tomo VIII, partes I, II, III, IV a y b, V, VI y VII (Correa, 1969, 1971, 1978, 1984a, 1984b, 1988a, 1988b, 1999). Se realizó una corroboración de las identificaciones mediante visitas al herbario

de referencia del INTA EEA Santa Cruz y el herbario de la Cátedra de Diversidad de Plantas UNPSJB en Esquel. Para cada especie se enlistó además, la familia, el status según origen (Nativa. Endémica. Adventicia. Cosmopolita o Indefinido), el hábito de vida (Árbol Perenne. Arbusto Perenne. Hierba. Hierba Anual. Hierba Anual o Bianaual. Hierba o Arbusto Perenne. Hierba o Enredadera Perenne. Hierba o Subarbusto Perenne. Hierba Perenne. Subarbusto Perenne. Indefinido) y su exclusividad de aparición en bosques R o A, respectivamente (aquellas especies sin letra A o R corresponden a especies comunes a los dos ambientes). Para las actualizaciones de nombres científicos se utilizó el Catálogo de las Plantas Vasculares del Cono Sur (Zuloaga, 2018).

Análisis de datos

Diversidad alfa

A fin de caracterizar la diversidad alfa, se estudiaron los tres aspectos que se detallan a continuación.

(i) Riqueza específica (S): se calculó mediante

Tabla 1. Detalles de ubicación y referencias históricas de los sitios en estudio.

Nombre	Localidad	Historia de uso
Parque Nacional Perito Moreno	1	- Con evidencia de fragmentación reciente. - Entre 1910 y 1937 sus pobladores han basado su economía en la ganadería y la extracción de leña intensiva para la venta. - En 1937 fue creado el Parque Nacional.
Parque Nacional Los Glaciares - Sec. Río Guanaco	2	- Sin evidencia de fragmentación reciente. - Habitada continuamente desde principios del siglo. - Sus pobladores han basado su economía en la ganadería extensiva y la extracción de leña. - En 1937 fue creado el Parque Nacional.
Estancia Cancha Carrera	3	- Sin evidencia de fragmentación reciente. - Habitada continuamente desde principios del siglo. - Sus pobladores han basado su economía en la ganadería extensiva y la extracción de leña intensiva.
Reserva Provincial Punta Gruesa	4	- Sin evidencia de fragmentación reciente. - Habitada continuamente desde principios del siglo. - En 2002 fue declarada área protegida provincial.
Estancia Rincón de los Morros	5	- Con evidencia de fragmentación reciente. - Habitada continuamente desde principios del siglo. - Sus pobladores han basado su economía en la ganadería extensiva y la extracción de leña intensiva.

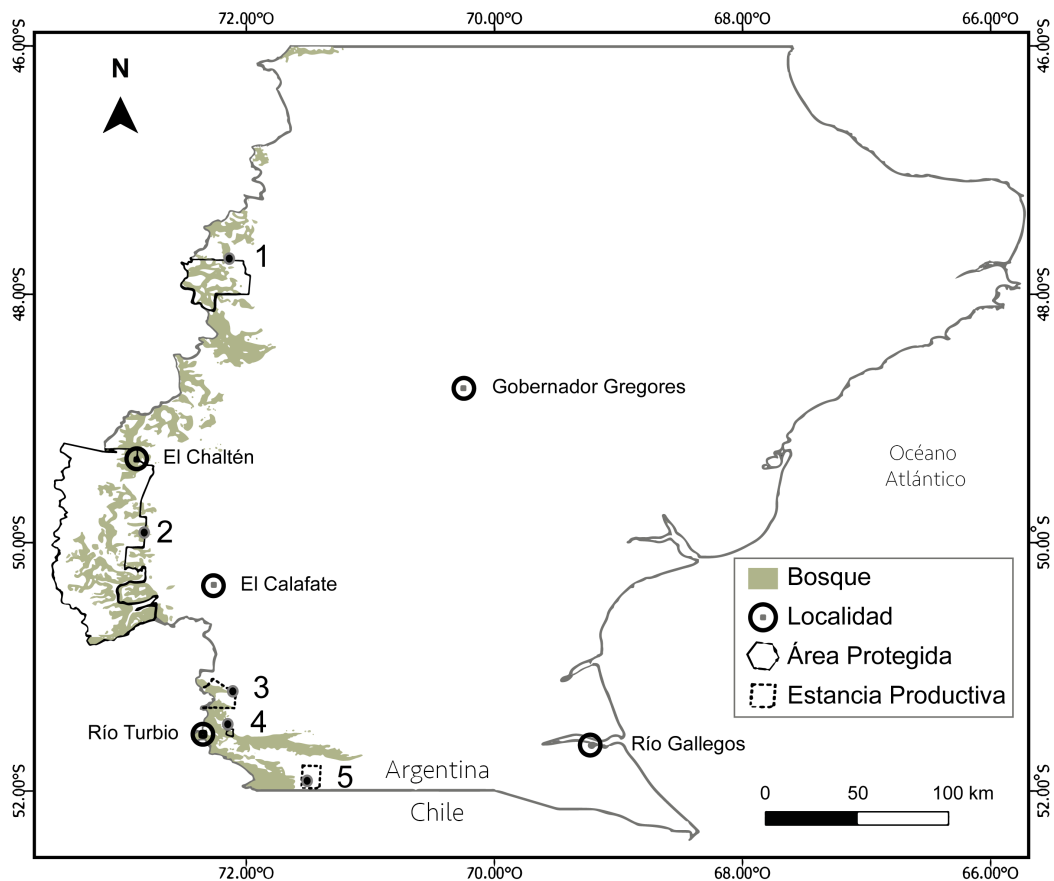


Fig. 1. Distribución geográfica de los sitios de estudio: 1) Parque Nacional Perito Moreno, 2) Parque Nacional Los Glaciares – Seccional Río Guanaco, 3) Estancia Cancha Carrera, 4) Reserva Provincial Punta Gruesa y 5) Estancia Rincón de los Morros. El vector del límite internacional oficial fue descargado del SIG-250 del Instituto Geográfico Nacional de Argentina (IGN).

la cuantificación del número de especies presentes en cada unidad de muestreo.

(ii) Índice Shannon (H'): se calculó mediante la ecuación 1. Éste adquiere valores positivos entre cero, cuando hay una sola especie, y el logaritmo natural de S , cuando todas las especies están representadas por el mismo número de individuos (Magurran, 1988; Moreno, 2001).

$$H' = - \sum p_i \times \ln(p_i) \quad (1)$$

Donde p_i es la proporción de individuos de la especie i respecto al total de individuos calculada como: n_i/N . Donde n_i : número de individuos de la especie i ; N : número total de individuos de todas las especies.

Para los efectos de comparar la riqueza (S)

y la diversidad alfa (H') en relictos y en bosques continuos aledaños se realizaron ANOVAs de dos vías con un diseño en bloques, donde los factores analizados fueron AMBIENTE (A) con dos niveles: A y R, y LOCALIDAD (L): con 5 niveles: 1, 2, 3, 4 y 5. Se tomaron tres repeticiones dentro de cada par AMBIENTE-LOCALIDAD. Cuando se encontraron diferencias estadísticamente significativas se realizaron a posteriori pruebas de Tukey. Los datos fueron sometidos inicialmente a la prueba de normalidad de Shapiro-Wilk modificada por Rahman y Govindarajulu (1997), y a la prueba de homocedasticidad de varianzas de Levene (Montgomery, 1991).

(iii) Curvas de acumulación de especies observadas (S_{obs} - Mean Runs): representan la frecuencia acumulada de especies observadas

(eje y) al añadir sucesivas unidades de muestreo (n) (eje x) y se obtuvieron utilizando el programa EstimateS win8 (Gotelli & Colwell, 2001) mediante la metodología propuesta por Jiménez-Valverde & Hortal (2000). El ajuste de la ecuación a la curva de acumulación se analizó a través del coeficiente de determinación R^2 . El análisis arrojó los parámetros: a (tasa de incremento de nuevas especies al comienzo del inventario) y b (parámetro relacionado con la forma de la curva) que fueron utilizados para calcular la pendiente al final de la curva, y evaluar así la calidad del inventario. También se obtuvo la pendiente de Clench (ecuación 2) y la riqueza máxima teórica (ecuación 3).

$$m = a/(1 + b \times n)^2 \quad (2)$$

$$S_{m\acute{a}x\ te\acute{o}rica} = a/b \quad (3)$$

Al comparar $S_{m\acute{a}x\ te\acute{o}rica}$ con el número de especies registradas (S_{obs}), se evaluó la calidad del muestreo. La pendiente de la curva (m) cuando el número de muestreos es máximo (n), asume valores $<0,1$ si es poco probable que puedan añadirse nuevas especies al incrementar el número de muestreos (Jiménez-Valverde & Hortal, 2000). Otra forma utilizada para medir la calidad del inventario es mediante la proporción de flora registrada que se calcula a través de la ecuación (4).

$$(S_{obs}/(a/b)) \times 100 \quad (4)$$

Por último, se obtuvo el número medio de especies para cada unidad de muestreo (S_n) (ecuación 5).

$$S_n = a \times n/(1 + b \times n) \quad (5)$$

Diversidad beta

A fin de caracterizar la diversidad beta, se estudiaron los tres aspectos que se detallan a continuación.

(iv) Diversidad beta global - índice de disimilitud de Sorensen (β_{sor}): permite describir la diferenciación espacial y las diferencias en riqueza de especies entre las comunidades, es decir que explica todas las diferencias espaciales de composición en comunidades sin discriminar

en sus dos componentes (Lennon *et al.* 2001; Koleff *et al.* 2003; Baselga, 2010). Relaciona el número de especies en común con las especies exclusivas de cada ambiente (A y R) (ecuación 6).

$$\beta_{sor} = (a + b)/(2c + a + b) \quad (6)$$

Donde a = número de especies exclusivas del ambiente A; b = número de especies exclusivas del ambiente R; y c = número de especies comunes para ambos ambientes (A y R).

(v) Recambio efectivo - índice de disimilitud de Simpson (β_{sim}): refleja las diferencias en la composición de especies entre comunidades atribuibles a la sustitución (*turnover* o recambio) de unas especies por otras. Expresa el número de sustituciones entre dos ambientes en relación con el número de especies del ambiente más pobre en especies. β_{sim} aumenta con la creciente diferencia de riqueza (Lennon *et al.* 2001) (ecuación 7).

$$\beta_{sim} = (\min_{(a,b)})/(c + \min(a,b)) \quad (7)$$

Donde $\min_{(a,b)}$ = mínimo número de especies exclusivas en cualquiera de los ambientes (A y R); y c = número de especies comunes para ambos ambientes (encontradas tanto en A como en R).

(vi) Diferenciación de riqueza - índice de anidamiento (β_{nes}) (Baselga, 2010): se considera responsable de explicar sólo la disimilitud de riqueza cuando los ambientes están anidados, es decir, cuando los ambientes tienen al menos una especie común ($c > 0$), o sea que $\beta_{nes} = \beta_{sor} - \beta_{sim}$, o como lo indica su equivalente matemático representado en la ecuación 8.

$$\beta_{nes} = (\max_{(a,b)} - \min_{(a,b)})/(2c + \max_{(a,b)} + \min_{(a,b)}) \times (c/c + \min_{(a,b)}) \quad (8)$$

Donde $\min_{(a,b)}$ = mínimo número de especies exclusivas en cualquiera de los ambientes (A y R), $\max_{(max)}$ = máximo número de especies exclusivas en cualquiera de los ambientes (A y R), a = número de especies exclusivas del ambiente A (A); b = número de especies exclusivas del ambiente B (R); y c = número de especies comunes para ambos ambientes (A y R).

Análisis multivariados

Por último, se realizó un análisis de redundancia (RDA) (ter Braak, 1995) a fin de estudiar la relación entre las variables de la diversidad de plantas vasculares con otras variables ambientales analizadas en las unidades muestrales.

a) Variables relacionadas al sitio de estudio

En cada unidad de muestreo se registró el estado del rodal según la evidencia de disturbios antrópicos (incendios, aprovechamiento y ganadería), y mediante la utilización de transectas de 15 m de longitud y 150 puntos de observación, se calculó el porcentaje de la cobertura del suelo por: suelo desnudo, hojarasca, vegetación o residuo forestal. Con cinta métrica se midió el espesor de la hojarasca y con clinómetro se midió la pendiente.

b) Variables relacionadas a la estructura forestal

En individuos de *N. antarctica* que superaban 1,3 m de altura se registraron las siguientes variables dasométricas: densidad (ind/Ha), DAP (cm), tipo de fuste (unifustal o multifustal), estado vital de copas y la clase social de copa. Para evaluar el estado vital de las copas se asignó visualmente una de cuatro categorías según la proporción de follaje vivo en la copa (Vívida; copa completamente viva. Sana; tres cuarto copa viva. Medianamente viva; media copa viva. Seca; sólo un cuarto de la copa viva). Por su parte, la clase social de copa se estimó a través de la posición relativa y el tamaño de la copa de cada individuo en el estrato vertical, se asignó una de cuatro categorías (Dominante. Codominante. Intermedio. Suprimido).

Para evaluar la densidad de la regeneración, se instalaron 4 sub-parcelas de 1 m² dentro de las parcelas mayores de 500 m². Se relevó el número de plántulas (menores a un año) y de renovales (> 1 año y menos de 1,3 m de altura).

El porcentaje de cobertura de copas de cada unidad de muestreo se obtuvo mediante 25 imágenes cenitales capturadas a un metro del suelo. Los puntos fotografiados estuvieron dispuestos en cuatro radios desde el centro de la parcela hacia la periferia y separados entre sí por 3 m. Posteriormente el procesamiento de las

imágenes se realizó con el ImageJ© (Image J 1.44; Rasband, 2011).

c) Variables edáficas

En cada unidad de muestreo se tomaron al azar, cinco submuestras de suelo con barreno de suelo de 5 mm de diámetro, a una profundidad de 20 - 30 cm. Se utilizó el método de muestra compuesta.

Las muestras de suelo fueron enviadas al Laboratorio de Suelos del INTA Chubut para su análisis completo. Las propiedades fisicoquímicas analizadas fueron: i) Textura determinada a través del método densimétrico de Bouyoucos y tamizado de las fracciones de arena. ii) pH obtenido por medición potenciométrica en pasta saturada con agua. iii) Materia orgánica (MO) (%) y iv) carbono orgánico (C) fueron determinados según el Método Walkley y Black (1934). Las propiedades de Fertilidad analizadas fueron: i) Nitrógeno total (N) determinado por el Método Kjeldahl IRAM-SAGyP 29572 (2011). ii) Fósforo disponible (P; ppm) determinado por el método de Olsen (1954). iii) Cationes intercambiables de Potasio (K) medidos con una solución extractante de acetato de amonio, posteriormente el K se determinó por espectrofotometría de llama.

d) Variables bioclimáticas

Los parámetros bioclimáticos para cada unidad de muestreo derivaron del conjunto de datos climáticos globales de WorldClim (www.worldclim.org, Hijmans *et al.* 2005). Éste contiene superficies geográficas globales para diecinueve parámetros climáticos diferentes que describen la precipitación, la temperatura y la combinación de estos parámetros con una resolución de 0,008333° (aproximadamente 1 km). A continuación se detalla cada uno: BIO1=Temperatura media anual, BIO2=Intervalo diurno medio (Promedio de la temperatura mensual (temperatura máxima - temperatura mínima)), BIO3=Isotermalidad (BIO2 / BIO7) (* 100), BIO4=Temporada de temperatura (desviación estándar * 100), BIO5=Temperatura máxima del mes más cálido, BIO6=Temperatura mínima del mes más frío, BIO7=Rango de temperatura anual (BIO5-BIO6),

BIO8=Temperatura media del cuarto más húmedo, BIO9=Temperatura media del cuarto más seco, BIO10=Temperatura media del cuarto más cálido, BIO11=Temperatura media del cuarto más frío, BIO12=Precipitación anual, BIO13= Precipitación del mes más húmedo, BIO14=Precipitación del mes más seco, BIO15=Estacionalidad de la precipitación (Coeficiente de variación), BIO16=Precipitación del cuarto más húmedo, BIO17=Precipitación del cuarto más seco, BIO18=Precipitación del cuarto más cálido y BIO19=Precipitación del cuarto más frío.

Los cálculos fueron realizados usando PC-ORD vs. 5 (Mc Cune & Mefford, 1999). Se asumió que las relaciones entre la diversidad de plantas vasculares y las variables ambientales estudiadas eran de tipo lineal (ter Braak, 2002) y que la variable espacial latitudinal podía estar enmascarando las asociaciones Suelo - Clima. Se procedió entonces a ejecutar la latitud (localidad) como covariable y la cobertura - abundancia de plantas como variable respuesta. Las variables más significativas se determinaron utilizando el método lambda de Wilk (Butler & Wood, 2004; De Sá, 2007).

RESULTADOS

Diversidad alfa

El número total de especies de plantas vasculares registrado fue de 152, de las cuales 106 (69,7%) fueron encontradas tanto en A como en R. Por otro lado, 19 especies (12,5%) se hallaron exclusivamente en los ambientes R y 27 especies (17,8%) en los ambientes A. Las especies identificadas se encuentran distribuidas en 41 familias. La familia más representada fue Asteraceae con 33 especies (22%), sobresaliendo el género *Senecio* sp. con 7 especies. Seguida en importancia por la familia Poaceae con 15 especies (10%) (Anexo 1).

El 80% de las plantas vasculares resultaron ser nativas, el 14% de las especies exóticas y un 6% no fue identificado. Asimismo, se registró un 85% de especies herbáceas y un 14% de especies de hábito leñoso. En los bosques continuos (A) las plantas herbáceas más frecuentes fueron: *Osmorhiza chilensis*, *Festuca pallescens*, *Rumex acetosella* y *Poa pratensis*. Mientras que en los relictos (R) las

herbáceas más frecuentes fueron: *Festuca pallescens*, *Taraxacum officinale*, *Rumex acetosella* y *Armeria maritima*. En el estrato arbustivo de los bosques continuos (A) las especies más frecuentes fueron: *Berberis microphylla*, *Baccharis magellanica*, *Ribes cucullatum* y *Gaultheria mucronata*. Mientras que en los relictos (R) fueron: *Berberis microphylla*, *Senecio filaginoides*, *Baccharis magellanica* y *Gaultheria pumila*.

En tanto la riqueza total en los bosques relictuales (R) fue 125 especies y en los bosques continuos (A) fue 133 especies. El promedio de la riqueza de especies no presentó diferencias estadísticamente significativas ($p=0,2181$) entre los ambientes ($S_{R, n=5}=40$; $S_{A, n=5}=37$). Sin embargo, la riqueza varió significativamente entre localidades ($p < 0,0002$). Las principales diferencias se dieron entre la localidad 1, donde se registraron los valores más altos, y la localidad 5, donde se registraron los valores más bajos (Fig. 2). En tanto la interacción AMBIENTE-LOCALIDAD (AXL) fue significativa ($p=0,0015$), resultando más ricos en biodiversidad los ambientes de menor latitud (localidad 1) y los relictos de las áreas protegidas (localidades 2 y 4). Los ambientes del extremo Sur presentaron menos riqueza de especies (localidad 5).

La diversidad alfa (H') de plantas vasculares en los bosques relictuales ($H'_R=3,40$) fue similar a la de los bosques continuos ($H'_A=3,36$) ($p=0,585$). Sin embargo, la diversidad de plantas vasculares (H) varió significativamente entre localidades ($p < 0,0001$). Las principales diferencias se dieron entre la localidad 1, donde se registraron los valores más altos, y la localidad 5, donde se registraron los valores más bajos. En tanto las localidades 2, 3 y 4 mostraron valores intermedios, siendo que las localidades dentro de áreas protegidas (localidades 2 y 4) no mostraron diferencias entre sí ($p < 0,05$) (Fig. 3). La interacción AMBIENTE-LOCALIDAD (AXL) fue significativa ($p=0,0016$), resultando más diversos los relictos de menor latitud (localidad 1) y menos diversos los relictos del extremo Sur (localidad 5).

Las curvas de acumulación de especies observadas en ambos ambientes (R y A, Fig. 4) se presentan prácticamente solapadas. Las tasas de incremento de nuevas especies en los relictos (R) al comienzo de los inventarios fueron $a=50,9$ y en los bosques continuos $a=40,2$. El parámetro b , relacionado con la forma de la curva, resultó

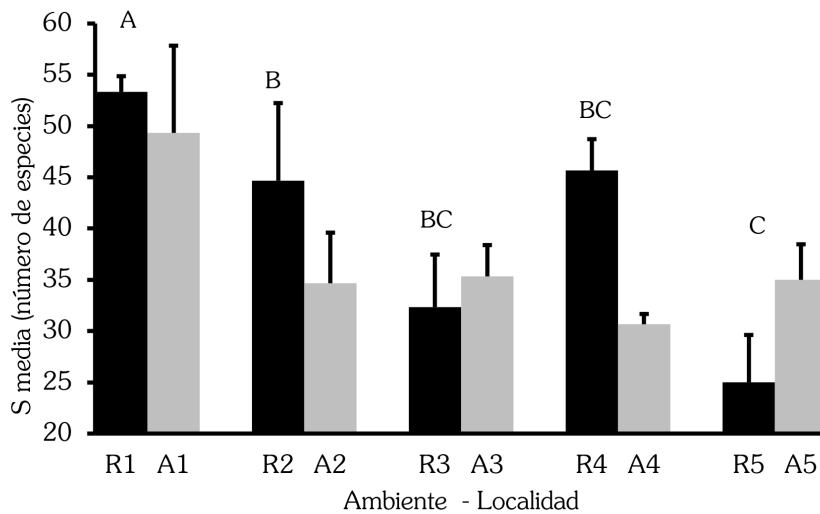


Fig. 2. Riqueza de especies (S) (± EE). Ambientes: bosque relictivo (R) y bosque continuo aledaño (A). Localidades: 1) Parque Nacional Perito Moreno, 2) Parque Nacional Los Glaciares - Río Guanaco, 3) Estancia Cancha Carrera, 4) Reserva Provincial Punta Gruesa y 5) Estancia Rincón de los Morros. Las barras indican error estándar. Diferentes letras muestran diferencias significativas entre localidades según prueba de Tukey a un nivel p=0,05.

0,35 y 0,24 para R y A respectivamente. Cuando se compararon las curvas se observó que para la unidad muestral n=1, la riqueza de especies fue de aproximadamente 41 en los relictos mientras que en los bosques continuos la riqueza de especies fue ligeramente menor, alrededor de 37. A continuación el modelo (1)

describe la curva de acumulación de especies en los bosques relictivos y el modelo (2) describe la curva de acumulación de especies en los bosques continuos aledaños.

$$S_n R = 50,9 \times n / (1 + 0,35 \times n) \quad R^2 = 0,99 \quad (1)$$

$$S_n A = 40,2 \times n / (1 + 0,24 \times n) \quad R^2 = 0,99 \quad (2)$$

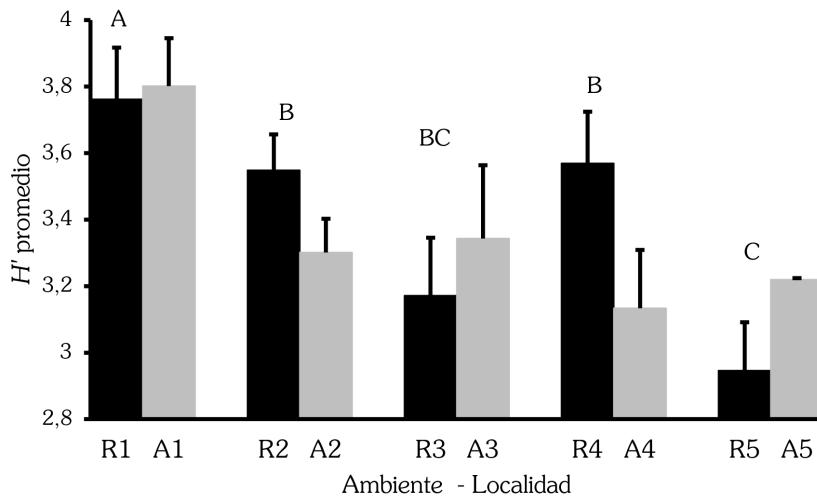


Fig. 3. Índice de Shannon-Wiener (H') (± ES). Ambientes: bosque relictivo (R) y bosque continuo aledaño (A). Localidades: 1) Parque Nacional Perito Moreno, 2) Parque Nacional Los Glaciares - Río Guanaco, 3) Estancia Cancha Carrera, 4) Reserva Provincial Punta Gruesa y 5) Estancia Rincón de los Morros. Las barras indican error estándar. Diferentes letras muestran diferencias significativas entre localidades según prueba de Tukey a un nivel p=0,05.

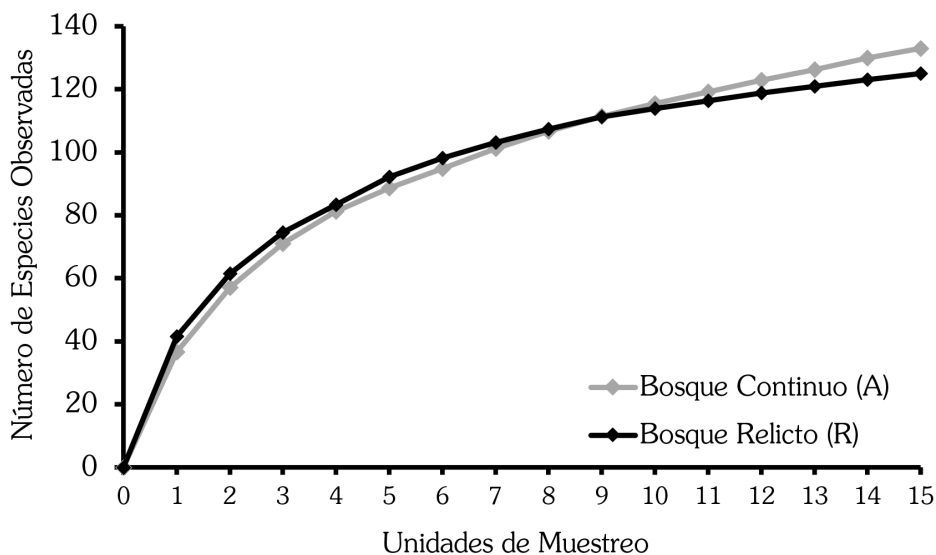


Fig. 4. Curvas de acumulación de especies para bosques relictos (negro) y bosques aledaños continuos (gris) de *N. antarctica*.

Los altos coeficientes de determinación (R^2) que presentan ambos modelos indican que los modelos están fuertemente ajustados a las curvas de acumulación. Para la curva de acumulación de especies obtenida en los relictos la pendiente $m = 1,33$. En el caso de la curva de acumulación de especies de los bosques continuos la pendiente resultó ser $m = 1,85$. Finalmente, se estimó que la proporción de flora registrada fue del 90% en R y del 81% en A con un $n = 15$. Así, el número máximo de especies esperado resultó 147 y 164 especies para R y para A respectivamente.

Paralelamente se comparó la riqueza (S) mediante la partición del ANOVA de acuerdo a la jurisdicción de cada localidad; ambientes dentro de áreas protegidas (AP; localidades 1, 2 y 4) y ambientes dentro de estancias productivas (EP; localidades 3 y 5). En el primer caso (AP), S presentó diferencias estadísticamente significativas entre ambientes ($p=0,0006$) y entre localidades ($p=0,0005$). La diferencia principal se dio entre la localidad 1, donde se registraron los valores más altos, y las localidades 2 y 4 que no mostraron diferencias entre sí ($p<0,05$). La interacción AMBIENTE-LOCALIDAD (AXL) no mostró diferencias significativas ($p=0,1761$).

En el segundo caso, ambientes dentro de estancias productivas (EP), S no mostró diferencias estadísticamente significativas entre los ambientes

($p = 0,0534$), ni entre las localidades ($p = 0,2498$), ni en la interacción AMBIENTE-LOCALIDAD (AXL) ($p = 0,3248$).

Diversidad beta

Se resumen los valores de los índices de diversidad beta global (β_{sor}) y sus complementos (β_{sim} y β_{nes}) (Tabla 2). Las mayores disimilitudes

Tabla 2. Índices de disimilitud entre ambientes de bosques continuos (A) y bosques relictuales (R). β_{sor} = Diversidad beta global - Índice de disimilitud de Sorensen; β_{sim} = Recambio efectivo - índice de disimilitud de Simpson; β_{nes} = Diferenciación de riqueza - índice de anidamiento.

Localidad	β_{sor}	β_{sim}	β_{nes}
1	0,24	0,24	0,00
2	0,44	0,38	0,06
3	0,37	0,28	0,09
4	0,40	0,26	0,14
5	0,24	0,08	0,16
A-R Total	0,18	0,03	0,12
DS	0,09	0,11	0,07
ES	0,04	0,05	0,03
Promedio	0,34	0,25	0,09

globales entre ambientes se encuentran en las localidades 2 y 4, donde prácticamente hay un 50% de disimilitud entre los ambientes. En tanto, en la localidad 3 hay menos disimilitud y en las localidades 1 y 5 los ambientes A y R tienen composiciones de especies relativamente similares. Por su parte, la partición β_{sim} muestra de manera general una relación inversa con la latitud, mientras que β_{nes} aumenta con ésta.

Análisis multivariados

Las variables ambientales que más explicaron la diversidad de plantas vasculares fueron las variables edáficas de C, N, P, K, pH y MO, y cuatro de los diecinueve parámetros bioclimáticos (BIO1, BIO8, BIO12 y BIO15) (Fig.5).

El 15,4% de la variación florística y el 44,8% de la relación especies-ambiente son explicados

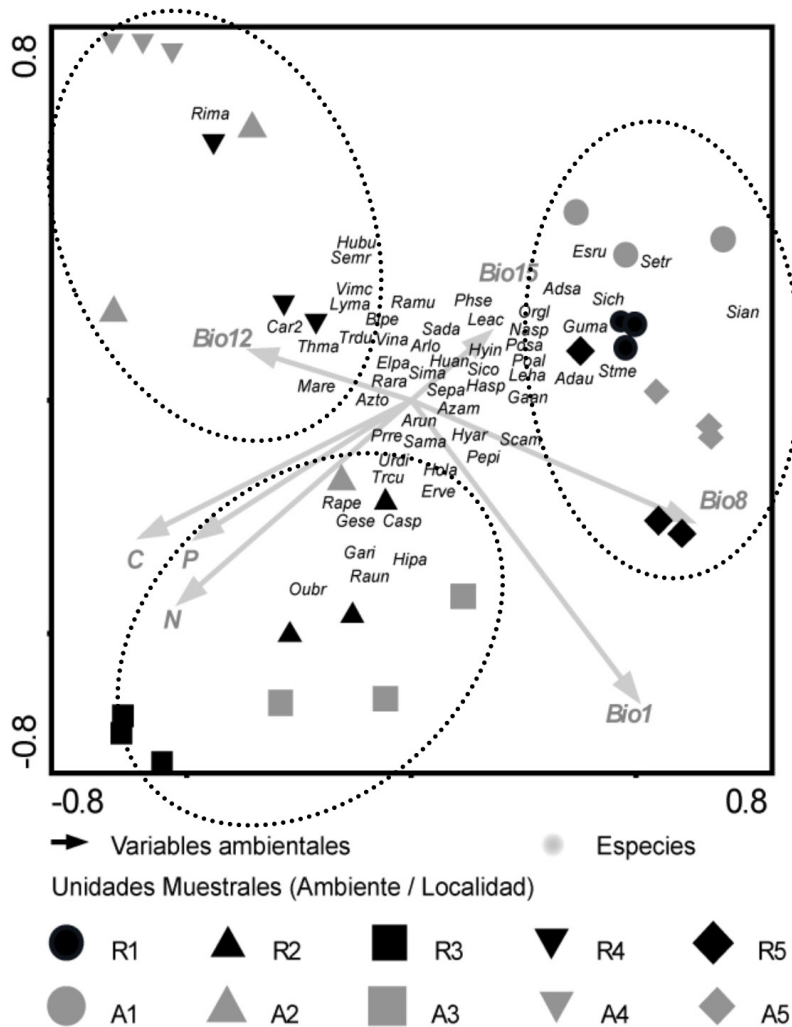


Fig. 5. Diagrama triplot de ordenación RDA. Las flechas indican variables ambientales; edáficas (N, P y C) y Bioclimáticas (BIO1 = Temperatura media anual, BIO8 = Temperatura media del cuarto más húmedo, BIO12 = Precipitación anual y BIO15 = Estacionalidad de la precipitación - coeficiente de variación). Abreviaturas de las especies de plantas vasculares según Apéndice. Los ítems representan las unidades muestrales; el color de los símbolos indica el tipo de ambientes: negros = relictos; grises = bosques continuos aledaños. Las formas de cada símbolo indican una localidad diferente: círculos = 1; triángulos = 2; cuadrados = 3; triángulos invertidos = 4; y rombos = 5. Eigenvalue eje 1, 0,085; eje 2, 0,056.

por los dos primeros ejes. La Prueba de Monte Carlo resultó significativa ($P < 0,01$) para todos los ejes canónicos. Asimismo el RDA mostró una fuerte relación entre las especies y el ambiente con correlación (r) especies-ambiente de 0,92 en el primer eje y 0,94 en el segundo.

El análisis de RDA muestra que las unidades muestrales se separaron en tres grupos (líneas de puntos). El eje 1 está principal y negativamente correlacionado con el N y luego con el C y el P, mientras que se correlaciona en forma positiva con la Temperatura media anual (BIO1) y posteriormente con la Temperatura media del cuarto más húmedo (BIO8). Esto significa que las unidades de muestreo situadas en el lado derecho del primer eje (localidades 1 y 5) se caracterizan por temperaturas más altas y las del lado izquierdo presentan mayores valores de nutrientes en el suelo. El segundo eje se correlaciona negativamente con estas variables (localidades 2, 3 y 4) y se correlaciona en forma positiva con la Precipitación anual (BIO12) y su estacionalidad (BIO15).

DISCUSIÓN

La diversidad de plantas vasculares de los bosques de *N. antarctica* analizados tiene un fuerte componente de especies autóctonas y herbáceas propias de la estepa, así como otras especies propias del bosque patagónico. Esta composición es similar a la encontrada en otros ambientes de transición (Ezcurra & Brion, 2005). Sin embargo, los relictos presentan mayor frecuencia de algunas especies más características de ambientes abiertos, mientras que los bosques continuos aledaños presentan mayor frecuencia de algunas especies más características de ambientes cerrados.

Cuando se analizó la diversidad alfa (S y H') no se detectaron diferencias significativas entre la comunidad de plantas vasculares de los bosques relictos (R) y los bosques continuos (A). En cambio, sí hubo variación en la diversidad alfa entre localidades. Contrariamente a lo esperado, las curvas de acumulación de especies muestran una leve tendencia hacia una mayor riqueza total de especies en los bosques continuos con respecto a los relictos, incluso el valor de la pendiente calculada (m) indica que todavía es posible agregar nuevas especies al incrementar el número de muestreos

en A. Sin embargo, se detectó una tendencia hacia una mayor riqueza de especies en los relictos de las localidades 1, 2 y 4 con respecto a los bosques continuos de cada una de estas localidades. En la actualidad estos tres pares de ambientes se encuentran con una baja actividad humana y protegidos bajo figura legal desde los años 1937, 1937 y 2002 respectivamente. Por otro lado, en las localidades 3 y 5 la riqueza fue mayor en los bosques continuos que en los bosques relictos. Esto puede explicarse debido a que ambos pares de ambientes están sometidos a una alta presión de uso por ganadería y aprovechamiento forestal por encontrarse dentro de estancias productivas. Así, los R menos disturbados presentan mayor diversidad de plantas que los R más disturbados. Estos resultados coinciden con las observaciones de otros trabajos similares en los que se ha evidenciado que bosques de Patagonia sin uso ganadero presentan mayores valores de cobertura, riqueza y diversidad de plantas vasculares nativas que los bosques de uso productivo (Armesto, 1995; Conticello *et al.* 1996). Considerando que tanto los bosques relictos como los continuos aledaños en cada localidad son sometidos a similares usos antrópicos, estos resultados permiten interpretar que los relictos son más sensibles a los disturbios que los bosques continuos.

En relación con el análisis de variación de la diversidad de plantas vasculares en el gradiente latitudinal Norte-Sur, acorde a lo esperado los menores valores de diversidad de plantas vasculares se registraron en la localidad más austral (5; $51^{\circ} 5'$ LS), mientras que los mayores valores se registraron en la localidad ubicada a menores latitudes (1; $47^{\circ} 4'$ LS). En tanto en las latitudes intermedias este patrón fue menos marcado, tomando valores intermedios en las localidades 2 y 4, y más bajos en 3 que en 4 contrariamente a lo esperado, ya se ha mencionado que las localidades 3 y 5 experimentan mayores presiones de uso, lo que podría explicar este patrón. Esto tiene concordancia con estudios llevados a cabo en distintos lugares del mundo, donde los valores de riqueza de especies se ven fuertemente influenciados por la latitud y clima (Fischer, 1960; Pianka, 1966; Stehli *et al.* 1969; Stevens, 1989; Villagrán, 1995). En la mayoría de los grupos de organismos, el número promedio de especies en un área específica de muestreo alcanza su máximo

en latitudes tropicales y decrece de manera muy marcada, tanto hacia el Norte como al Sur conforme se acerca a los polos (Badii *et al.* 2008).

Por otro lado, la comparación de diversidad entre ambientes basada en los índices de disimilitud que contempla la composición de especies indicó similitud/disimilitud muy variable entre A y R en las cinco localidades, el valor del índice de diversidad beta global ($\beta_{sor} = 0,18$) indica una baja similitud en la diversidad de plantas vasculares entre los bosques A y R (Baselga, 2010). Los valores de disimilitud global de diversidad (β_{sor}) muestran que los ambientes A y R más similares entre sí se encuentran en las localidades ubicadas en el extremo Norte (localidad 1) y en el extremo Sur (localidad 5) del área en estudio, ambas áreas con evidencia de fragmentación reciente. Mientras que las mayores disimilitudes entre A y R se encontraron en las localidades 2 y 4, coincidiendo con la situación de los relictos más diversos situados dentro del sistema de áreas protegidas.

En el análisis de los componentes de la diversidad beta global predominó el componente de recambio efectivo de especies (β_{sim}) en todas las localidades, con excepción de la localidad más austral (localidad 5) del área de estudio, donde predominó el componente de diferenciación de especies por anidamiento (β_{nes}). Por lo tanto, en este caso la diversidad beta global se encuentra determinada en mayor medida por el recambio efectivo de especies (β_{sim}) y a pesar de la existencia de un patrón anidado en los ambientes estudiados, éste no tuvo gran incidencia en la diversidad local. Asimismo, β_{nes} presenta una relación positiva a lo largo del gradiente latitudinal; aumenta a medida que aumenta la latitud, mostrando una relación inversa con la diversidad alfa, que disminuye a lo largo de este gradiente.

Al encontrar un valor de $\beta_{nes} = 0$ en la localidad ubicada en el extremo Norte (localidad 1), se puede interpretar que esta es la localidad donde las especies raras en términos de frecuencia son las que más aportan a la diversidad alfa. En el extremo Sur del gradiente (localidad 5) fue encontrado el mayor valor del índice beta por anidamiento ($\beta_{nes} = 0,16$), donde los valores de diversidad alfa son bajos, por lo que la mayoría de las especies son comunes en términos de frecuencia (Calderón-Patrón *et al.* 2012). Considerando que la diversidad

beta es un componente importante a la hora de establecer estrategias eficientes de conservación biológica (Scott *et al.* 1999), estos datos sugieren que los ambientes de la localidad más austral han perdido ordenadamente las especies que aún están presentes en las otras localidades del gradiente. Por lo que puede interpretarse como un sitio con bajo valor de conservación en comparación al resto (Rodríguez *et al.* 2003).

Cuando un ensamble de especies se presenta anidado puede deberse a diversas causas evolutivas, históricas o ambientales (Wright *et al.* 1997). El anidamiento que se observa particularmente en este sistema fragmentado y modificado por el uso humano, puede explicarse parcialmente por procesos de extinción local debidos a la reducción del área de distribución de las especies (Wright & Reeves, 1992; Atmar & Patterson, 1993) o por la diversificación de hábitats que genera la fragmentación (Honnay *et al.* 1999; Myklesdal & Sættersdal, 2004). En este sentido, se expone que las condiciones ambientales propias de cada localidad y los disturbios antrópicos determinan la presencia de especies de estepa y de bosque. Estos resultados revelan que se trata de un sistema anidado sin dominancia ni exclusión de especies (Connell, 1978). Así se puede considerar que los componentes alfa y beta de la diversidad presentan variación espacial a lo largo del gradiente y, por lo tanto, están influyendo a la diversidad regional. El amplio rango de distribución geográfica de las especies compartidas por las localidades de cada extremo del gradiente estudiado (localidades 1 y 5) podría ser indicador del tipo de respuestas bioecológicas de las especies y denotar una gran vagilidad de éstas, frente a los cambios climáticos del pasado (Nekola & White, 1999). En este sentido, las diferencias por reemplazo y por anidamiento varían según el gradiente latitudinal y, por lo tanto, las especies raras en términos de ocurrencia se presentan en localidades α -diversas (localidad 1), mientras que especies comunes están presentes en todas las localidades (Rodríguez *et al.* 2003).

En este sentido, el análisis en conjunto de los diferentes niveles de diversidad, alfa (α) o diversidad dentro del hábitat y beta (β) o diversidad entre hábitats, resulta crucial para profundizar en el conocimiento de los procesos ecológicos, los patrones de distribución observados en la naturaleza

y aplicarlos en la conservación de la biodiversidad y el manejo de los ecosistemas (Legendre *et al.* 2005; Legendre, 2014).

Para establecer la relación entre las principales variables ambientales y la composición de la comunidad de plantas vasculares se realizó un análisis de redundancia (RDA). Este análisis de ordenación reveló que las variables explicativas más importantes fueron edáficas y bioclimáticas, explicando más del 90% de la varianza total. Los resultados no mostraron diferencias en la ordenación entre los pares de ambientes comparados en este trabajo (R y A), pero sí han demostrado cierta relación entre la composición de la comunidad de plantas vasculares y las localidades. El principal factor que relaciona a las localidades de baja similitud (beta bajos; localidad 1 y 5) es la temperatura. Mientras que los mayores contenidos de nutrientes en el suelo se relaciona a las localidades intermedias (2, 3 y 4). Asimismo existe una relación específica entre las características del suelo y el clima con las especies.

Finalmente, este trabajo demuestra que los relictos de *N. antarctica* son ecosistemas singulares que aportan a la heterogeneidad del paisaje. Se caracterizan por presentar una mayor sensibilidad a los disturbios antrópicos con respecto a los bosques continuos aledaños. Donde la diversidad de plantas vasculares se ve afectada tanto por la posición del bosque con respecto al ecotono bosque-estepa (hacia el Oeste o hacia el Este), como por la latitud y la historia de usos antrópicos. Al mismo tiempo se aporta información para la puesta en valor de los relictos de bosque nativo, que ante la falta de políticas efectivas que garanticen la gestión adecuada de los ambientes patagónicos, los usos intensivos tradicionales resultan en la actualidad una amenaza a la integridad de la diversidad. Estos disturbios antrópicos homogenizan los ecosistemas, por lo que resulta inminente la implementación de medidas que permitan su correcta conservación.

AGRADECIMIENTOS

En primera instancia se agradece a los acompañantes voluntarios que fueron muchos y muy importantes: Laura Ponce, Florencia Esnaola Comas, Celina Bertoni, Tomás de Hagen, Nicolás Abramson, Micaela Mazas, Hans Schulz,

Tomás Cassani, Pía Pacheco, Arian Ferstl, y muy especialmente a Rodrigo Clarke y Tiara Leotta.

Del mismo modo se expresan los profundos agradecimientos al equipo de trabajo: Pablo Peri, Ivonne Orellana, Vanessa Lencinas, Guillermo Martínez-Pastur y Sandra Casas; por último, a los representantes de las instituciones implicadas: Carlos Velarde, José María Barrios y Juan Carlos Ruiz (Consejo Agrario Provincial), Héctor Bahamonde, Sebastián Ormaechea, Verónica Gargaglione, Romina Lasagno y Eugenia Vivar (INTA EEA Santa Cruz), Juan Pablo Mayo y Carolina Peterson (Universidad Nacional de la Patagonia Austral), Roxana Giménez y Marianela Mirabelli (Administración de Parques Nacionales).

Este trabajo se materializó con financiamiento de la Ley Nacional N° 26.331 “Prepuestos Mínimos de Protección Ambiental de los Bosques Nativos” y se incorpora al PI 1320 de la Universidad Nacional de la Patagonia San Juan Bosco.

LITERATURA CITADA

- Armesto, J. J. (1995). Los bosques templados del sur de Chile y Argentina: una isla biogeográfica. *Ecología de los bosques nativos de Chile*, (1996) 23-28.
- Atmar, W., & Patterson, B. D. (1993). The measure of order and disorder in the distribution of species in fragmented habitat. *Oecología*, 96(3), 373-382.
- Badii, M. H., Landeros, J., & Cerna, E. (2008). Patrones de asociación de especies y sustentabilidad. *Revista Daena (International Journal of Good Conscience)*, 3(1).
- Baselga, A. (2010). Partitioning the turnover and nestedness components of beta diversity. *Global Ecology and Biogeography*, 19(1), 134-143.
- Baselga, A., & Jiménez-Valverde, A. (2007). Environmental and geographical determinants of beta diversity of leaf beetles (Coleoptera: Chrysomelidae) in the Iberian Peninsula. *Ecological Entomology*, 32(3), 312-318.
- Blisniuk, P. M., & Stern, L. A. (2005). Stable isotope paleoaltimetry: A critical review. *American Journal of Science*, 305(10),

- 1033-1074.
- Calderón-Patrón, J. M., Moreno, C. E., & Zuria, I. (2012). La diversidad beta: medio siglo de avances. *Revista mexicana de biodiversidad*, 83(3), 879-891.
- Carabelli, F., Jaramillo, M., & Antequera, S. (2003). Cambios en la heterogeneidad del bosque nativo en la Patagonia Andina de Argentina y su impacto sobre la biodiversidad en los sectores de borde. *Cuadernos de biodiversidad*, n° 14 (oct. 2003); pp. 10-15.
- Carvalho, J. C., Cardoso, P., & Gomes, P. (2012). Determining the relative roles of species replacement and species richness differences in generating beta-diversity patterns. *Global Ecology and Biogeography*, 21(7), 760-771.
- Connell, J. H. (1978). Diversity in tropical rain forests and coral reefs. *Science*, 199(4335), 1302-1310.
- Coticello, L., Gandullo, R., Bustamante, A., & Tartaglia, C. (1996). Fitosociología de los bosques caducifolios del norte del Departamento Lácar y sur de Huiliches de la provincia de Neuquén (Argentina). *Bosque*, 17(2), 27-43.
- Correa, M. N. (1969). Flora Patagónica. Tomo VIII Parte II. Typhaceae a Orchidaceae (excepto Gramineae). *Colección Científica de INTA*. Buenos Aires. Argentina.
- Correa, M. N. (1971). Flora Patagónica. Tomo VIII Parte VII. Compositae. *Colección Científica de INTA*. Buenos Aires. Argentina.
- Correa, M. N. (1978). Flora Patagónica. Tomo VIII. Parte III. Gramineae. *Colección Científica de INTA*. Buenos Aires. Argentina.
- Correa, M. N. (1984a). Flora Patagónica. Tomo VIII. Parte IV a. Dicotyledones Dialipétalas (Salicaceae a Cruciferae). *Colección Científica de INTA*. Buenos Aires. Argentina.
- Correa, M. N. (1984b). Flora Patagónica. Tomo VIII. Parte IV b. Dicotyledones Dialipétalas (Droseraceae a Leguminosae). *Colección Científica de INTA*. Buenos Aires. Argentina.
- Correa, M. N. (1988a). Flora Patagónica. Tomo VIII. Parte I. *Colección Científica de INTA*. Buenos Aires. Argentina.
- Correa, M. N. (1988b). Flora Patagónica. Tomo VIII. Parte V. Dicotyledones Dialipétalas (Oxalidaceae a Cornaceae). *Colección Científica de INTA*. Buenos Aires. Argentina.
- Correa, M. N. (1999). Flora Patagónica. Tomo VIII. Parte VI Flora Dicotyledones Gamopétalas (Ericaceae a Calyceraceae). *Colección Científica de INTA*. Buenos Aires. Argentina.
- Donoso, C. (1993). *Bosques templados de Chile y Argentina. Variación, estructura y dinámica. Ecología Forestal*. Santiago: Editorial Universitaria.
- Donoso, C., Steinke, L., & Premoli, A. (2006). *Nothofagus antarctica* (G. Forster) Oerst. *Las especies arbóreas de los bosques templados de Chile y Argentina. Autoecología*. Valdivia, Chile. Marisa Cuneo Ediciones, 401-410.
- Ezcurra, C., & Brion, C. (2005). *Plantas del Nahuel Huapi: Catálogo de la Flora Vascular del Parque Nacional Nahuel Huapi, Argentina*. San Carlos de Bariloche: Universidad Nacional del Comahue y Red Latinoamericana de Botánica.
- Fischer, A. G. (1960). Latitudinal variations in organic diversity. *Evolution*, 14(1), 64-81.
- García, D. (2011). Efectos biológicos de la fragmentación de hábitats: nuevas aproximaciones para resolver un viejo problema. *Ecosistemas*, 20(2-3), 1-10.
- Gotelli, N. J., & Colwell, R. K. (2001). Quantifying biodiversity: procedures and pitfalls in the measurement and comparison of species richness. *Ecology letters*, 4(4), 379-391.
- Greslebin, A., Vélez, M. L., & Garbelotto, M. (2015). *Austrocedrus* forests of South America are pivotal ecosystems at risk due to the emergence of an exotic tree disease: can a joint effort of research and policy save them?
- Haila, Y. (1995). Natural dynamics as a model for management: is the analogue practicable. *Northern wilderness areas: ecology, sustainability, values. Arctic Centre Publications*, 7, 9-26.
- Halffter, G. (1998). A strategy for measuring

- landscape biodiversity. *Biology International (France)*.
- Halffter, G. & Moreno, C.E. (2005). Significado biológico de la diversidad alfa, beta y gamma. En G. Halffter, J. Soberón, P. Koleff y A. Melic (Eds.), *Sobre diversidad biológica: el significado de las diversidades alfa, beta y gamma. Cuadernos de biodiversidad. España, 4*, 5-18.
- Harrison, S., Ross, S., & Lawton, J. (1992). Beta Diversity on Geographic Gradients in Britain. *Journal of Animal Ecology*, *61*(1), 151-158.
- Hijmans, R. J., Cameron, S. E., Parra, J. L., Jones, P.G., & Jarvis, A. (2005). Very high resolution interpolated climate surfaces for global land areas. *International Journal of Climatology*, *25*, 1965-1978.
- Hill, M. O. (1973). Diversity and evenness: a unifying notation and its consequences. *Ecology*, *54*(2), 427-432.
- Honnay, O., Hermy, M., & Coppin, P. (1999). Effects of area, age and diversity of forest patches in Belgium on plant species richness, and implications for conservation and reforestation. *Biological conservation*, *87*(1), 73-84.
- Jiménez-Valverde, A., & Hortal, J. (2000). Las curvas de acumulación de especies y la necesidad de evaluar los inventarios biológicos. *Revista Ibérica de Aracnología*, *8*, 151-161.
- Koleff, P., Gaston, K. J., & Lennon, J. J. (2003). Measuring beta diversity for presence-absence data. *Journal of Animal Ecology*, *72*(3), 367-382.
- Legendre, P. (2014). Interpreting the replacement and richness difference components of beta diversity. *Global Ecology and Biogeography*, *23*(11), 1324-1334.
- Legendre, P., Borcard, D., & Peres-Neto, P. R. (2005). Analyzing beta diversity: partitioning the spatial variation of community composition data. *Ecological Monographs*, *75*(4), 435-450.
- Lennon, J. J., Koleff, P., Greenwood, J. J. D., & Gaston, K. J. (2001). The geographical structure of British bird distributions: diversity, spatial turnover and scale. *Journal of Animal Ecology*, *70*(6), 966-979.
- Magnago, L. F. S., Edwards, D. P., Edwards, F. A., Magrath, A., Martins, S. V., & Laurance, W. F. (2014). Functional attributes change but functional richness is unchanged after fragmentation of Brazilian Atlantic forests. *Journal of Ecology*, *102*(2), 475-485.
- Magurran, A. E. (1988). Why diversity? In *Ecological diversity and its measurement* (pp. 1-5). Springer, Dordrecht.
- Montgomery, D. C. (1991). *Control Estadístico de la Calidad Grupo Editorial Iberoamérica*. ISBN 9687270799.
- Moreno, C. E. (2001). *Manual de métodos para medir la biodiversidad* (No. Sirsi) i9789688345436. Universidad Veracruzana.
- Mueller-Dombois, D. & H. Ellenberg. (1974). Aims and methods of vegetation ecology. *John Wiley & Sons*. New York. 547 pp.
- Mykilestad, Å., & Sætersdal, M. (2004). The importance of traditional meadow management techniques for conservation of vascular plant species richness in Norway. *Biological conservation*, *118*(2), 133-139.
- Nekola, J. C., & White, P. S. (1999). The distance decay of similarity in biogeography and ecology. *Journal of Biogeography*, *26*(4), 867-878.
- Olsen, S. R. (1954). *Estimation of available phosphorus in soils by extraction with sodium bicarbonate*. United States Department of Agriculture; Washington.
- Peri, P. L., Martínez Pastur, G., Monelos, L., & Beroiz, M. (2013). La distribución continental más oriental de *Nothofagus antarctica* en el río Gallegos (Santa Cruz). *Anales del Instituto de la Patagonia*, *41*(1), 113-117.
- Peri, P. P., & Ormaechea, S. (2013). Relevamiento de los bosques nativos de ñire (*Nothofagus antarctica*) en Santa Cruz: base para su conservación y manejo.
- Pianka, E. R. (1966). Latitudinal gradients in species diversity: a review of concepts. *The American Naturalist*, *100*(910), 33-46.
- Premoli, A. C., Souto, C. P., Rovere, A. E., Allnut, T. R., & Newton, A. C. (2002). Patterns of isozyme variation as indicators of biogeographic history in *Pilgerodendron*

- uviferum* (D. Don) Florin. *Diversity and Distributions*, 8(2), 57-66.
- Pütz, S., Groeneveld, J., Alves, L. F., Metzger, J. P., & Huth, A. (2011). Fragmentation drives tropical forest fragments to early successional states: a modelling study for Brazilian Atlantic forests. *Ecological Modelling*, 222(12), 1986-1997.
- Rahman, M. M., & Govindarajulu, Z. (1997). A modification of the test of Shapiro and Wilk for normality. *Journal of Applied Statistics*, 24(2), 219-236.
- Rasband, W. S. (2011). US National Institutes of Health. Bethesda, Maryland, EE. UU. <http://imagej.nih.gov/ij/>.
- Rodríguez, P., Soberón, J., & Arita, H. T. (2003). El componente beta de la diversidad de mamíferos de México. *Acta zoológica mexicana*, (89), 241-259.
- Schmithüsen, J. (1956). Die raumliche Ordnung der chilenischen Vegetation. *Bonner Geographische Abhandlungen*. 17, 1-86.
- Scott, J. M., Norse, E. A., Arita, H., Dobson, A., Estes, J. A., Foster, M., & Soulé, M. E. (1999). The issue of scale in selecting and designing biological reserves. *Continental Conservation, scientific foundations of regional reserve networks*. Washington, DC: Island Press.
- Stehli, F. G., Douglas, R. G., & Newell, N. D. (1969). Generation and maintenance of gradients in taxonomic diversity. *Science*, 164(3882), 947-949.
- Stevens, G. C. (1989). The latitudinal gradient in geographical range: how so many species coexist in the tropics. *The American Naturalist*, 133(2), 240-256.
- Suárez, M. L., Ghermandi, L., & Kitzberger, T. (2004). Factors predisposing episodic drought-induced tree mortality in *Nothofagus*-site, climatic sensitivity and growth trends. *Journal of Ecology*, 92(6), 954-966.
- ter Braak, C. J. F. (1995). Ordination. In *Data analysis in community and landscape ecology*. Cambridge University Press. (91-274).
- ter Braak, C. J. F. (2002). P. milauer, 2002. CANOCO reference manual and CanoDraw for Windows user's guide: software for canonical community ordination (version 4.5), Microcomputer Power, Ithaca, USA.
- van der Hammen, T., & Cleef, A. (1983). Datos para la historia de la flora andina. *Revista Chilena de Historia Natural*, 56(2), 97-107.
- Villagrán, C. (1995). El cuaternario en Chile: evidencias de cambio climático. *Cambios cuaternarios en América del Sur*. En: J. Argollo & Ph. Mourguiart (Eds). 191-214.
- Villagrán, C., & Hinojosa, L. F. (1997). Historia de los bosques del sur de Sudamérica, II: Análisis fitogeográfico. *Revista Chilena de Historia Natural*, 70(2), 1-267.
- Villagrán, C., & Armesto, J. J. (2005). Fitogeografía histórica de la Cordillera de la Costa de Chile. *Historia, biodiversidad y ecología de los bosques costeros de Chile*, 708, 99-115.
- Villagrán, C., Hinojosa, L. F., Llorente-Bousquets, J., & Morrone, J. J. (2005). Esquema biogeográfico de Chile. *Regionalización Biogeográfica en Iberoamérica y Tópicos Afines*. Primeras Jornadas Biogeográficas de la Red Iberoamericana de Biogeografía y Entomología Sistemática (pp. 551-557). Mexico City: Las Prensas de Ciencias, UNAM.
- Wilcove, D. S., & May, R. M. (1986). National park boundaries and ecological realities. *Nature*, 324(6094), 206.
- Whittaker, R. H. (1972). Evolution and measurement of species diversity. *Taxon*, 213-251.
- Wright, D. H., & Reeves, J. H. (1992). On the meaning and measurement of nestedness of species assemblages. *Oecologia*, 92(3), 416-428.
- Wright, D. H., Patterson, B. D., Mikkelsen, G. M., Cutler, A., & Atmar, W. (1997). A comparative analysis of nested subset patterns of species composition. *Oecologia*, 113(1), 1-20.
- Zuloaga, F. (2018). Flora del Conosur. Catálogo de las Plantas Vasculares. <http://www2.darwin.edu.ar/Proyectos/FloraArgentina/Especies.asp>. Consultado el 18 de octubre de 2018.

ANEXO I

Listado de las especies identificadas. Status: detalle del origen. Hábito: detalle del tipo de vida. Exclusividad: indica si la especie es exclusiva del ambiente relicto (R) o bosque continuo aledaño (A).

Familias / Especies	Status	Hábito	Exclusividad
Apiaceae			
<i>Azorella ameghinoi</i>	Endémica	Hierba Perenne	R
<i>Azorella fuegiana</i>	Endémica	Hierba Perenne	
<i>Azorella lycopodioides</i>	Endémica	Hierba o Subarbusto Perenne	
<i>Azorella monantha</i>	Endémica	Hierba o Subarbusto Perenne	
<i>Azorella prolifera</i>	Endémica	Arbusto Perenne	
<i>Azorella trifoliolata</i>	Endémica	Hierba o Subarbusto Perenne	A
<i>Azorella trifurcata</i>	Endémica	Hierba o Subarbusto Perenne	
<i>Bolax gummifera</i>	Endémica	Hierba o Subarbusto Perenne	
<i>Huanaca andina</i>	Indefinido	Hierba Perenne	A
<i>Huanaca burkartii</i>	Endémica	Hierba Perenne	
<i>Osmorhiza chilensis</i>	Nativa	Hierba Perenne	
Asteraceae			
<i>Agoseris coronopifolia</i>	Endémica	Hierba Perenne	
<i>Antennaria chilensis</i>	Endémica	Hierba Perenne	
<i>Baccharis magellanica</i>	Endémica	Arbusto Perenne	
<i>Chiliotrichum diffusum</i>	Endémica	Subarbusto Perenne	
<i>Erigeron leptopetalus</i>	Endémica	Subarbusto Perenne	
<i>Erigeron myosotis</i>	Endémica	Hierba Perenne	
<i>Gamochaeta nivalis</i>	Endémica	Hierba Perenne	
<i>Gamochaeta spiciformis</i>	Endémica	Hierba Perenne	
<i>Haploppus</i> sp.	Indefinido	Indefinido	R
<i>Hieracium patagonicum</i>	Endémica	Hierba Perenne	A
<i>Hieracium praealtum</i>	Adventicia	Hierba Perenne	
<i>Hypochaeris arenaria</i>	Nativa	Hierba Perenne	
<i>Hypochaeris incana</i>	Endémica	Hierba Perenne	
<i>Hypochaeris</i> sp.	Indefinido	Hierba	
<i>Leptinella scariosa</i>	Endémica	Hierba Perenne	
<i>Leucanthemum vulgare</i>	Adventicia	Hierba Perenne	
<i>Leucheria achillaeifolia</i>	Endémica	Hierba Perenne	A
<i>Leucheria hahnii</i>	Endémica	Hierba Perenne	
<i>Leucheria purpurea</i>	Endémica	Hierba Perenne	

Familias / Especies	Status	Hábito	Exclusividad
<i>Nardophyllum bryoides</i>	Endémica	Arbusto Perenne	
<i>Nassauvia aculeata</i>	Endémica	Hierba o Arbusto Perenne	
<i>Nassauvia sprengelioides</i>	Nativa	Hierba Perenne	A
<i>Perezia magellanica</i>	Endémica	Hierba Perenne	R
<i>Perezia pilifera</i>	Endémica	Hierba Perenne	
<i>Perezia recurvata</i>	Endémica	Hierba Perenne	
<i>Senecio filaginoides</i>	Endémica	Arbusto Perenne	
<i>Senecio magellanicus</i>	Endémica	Hierba Perenne	
<i>Senecio martinensis</i>	Endémica	Hierba Perenne	A
<i>Senecio pachyphyllos</i>	Endémica	Subarbusto Perenne	A
<i>Senecio patagonicus</i>	Endémica	Subarbusto Perenne	
<i>Senecio</i> sp.	Endémica	Subarbusto Perenne	
<i>Senecio tricuspидatus</i>	Endémica	Arbusto Perenne	
<i>Taraxacum officinale</i>	Adventicia	Hierba Perenne	
Berberidaceae			
<i>Berberis empetrifolia</i>	Endémica	Subarbusto Perenne	
<i>Berberis microphylla</i>	Endémica	Arbusto Perenne	
Blechnaceae			
<i>Austroblechnum penna-marina</i>	Cosmopolita	Hierba Perenne	R
Boraginaceae			
<i>Myosotis stricta</i>	Adventicia	Hierba	
<i>Phacelia secunda</i>	Nativa	Hierba o Subarbusto Perenne	
Brassicaceae			
<i>Capsella bursa-pastoris</i>	Adventicia	Hierba Anual o Bianual	
<i>Cardamine glacialis</i>	Endémica	Hierba Perenne	
<i>Draba magellanica</i>	Endémica	Hierba Perenne	
<i>Draba verna</i>	Endémica	Subarbusto Perenne	A
<i>Noccaea magellanica</i>	Endémica	Hierba Perenne	
<i>Raphanus raphanistrum</i>	Adventicia	Hierba Anual o Bianual	R
Calceolariaceae			
<i>Calceolaria biflora</i>	Endémica	Hierba Perenne	
<i>Calceolaria polyrrhiza</i>	Endémica	Hierba Perenne	
<i>Calceolaria uniflora</i>	Endémica	Hierba Perenne	
Campanulaceae			
<i>Lobelia oligophylla</i>	Nativa	Hierba Perenne	R

Familias / Especies	Status	Hábito	Exclusividad
Caryophyllaceae			
<i>Carex</i> sp.	Indefinido	Hierba	R
<i>Caryophyllacea</i> sp. 1	Indefinido	Hierba	
<i>Caryophyllacea</i> sp. 2	Indefinido	Hierba	A
<i>Cerastium arvense</i>	Adventicia	Hierba Perenne	
<i>Colobanthus subulatus</i>	Endémica	Hierba Perenne	
<i>Silene antarctica</i>	Endémica	Hierba Perenne	
<i>Silene chilensis</i>	Endémica	Hierba Perenne	
<i>Silene magellanica</i>	Endémica	Hierba Perenne	R
<i>Stellaria media</i>	Adventicia	Hierba Anual	
Corsiaceae			
<i>Arachnitis uniflora</i>	Endémica	Hierba Perenne	R
Cyperaceae			
<i>Carex fuscula</i>	Endémica	Hierba Perenne	
<i>Carex gayana</i>	Nativa	Hierba Perenne	
<i>Schoenoplectus americanus</i>	Nativa	Hierba Perenne	
Empetraceae			
<i>Empetrum rubrum</i>	Nativa	Subarbusto Perenne	
Ericaceae			
<i>Gaultheria mucronata</i>	Endémica	Arbusto Perenne	A
<i>Gaultheria pumila</i>	Endémica	Arbusto Perenne	
Escalloniaceae			
<i>Escallonia rubra</i>	Endémica	Arbusto Perenne	A
Fabaceae			
<i>Adesmia boronioides</i>	Endémica	Arbusto Perenne	
<i>Adesmia corymbosa</i>	Endémica	Hierba Perenne	A
<i>Adesmia lotoides</i>	Endémica	Hierba Perenne	
<i>Adesmia pumila</i>	Endémica	Hierba Perenne	
<i>Adesmia salicornioides</i>	Endémica	Subarbusto Perenne	
<i>Astragalus nivicola</i>	Endémica	Hierba Perenne	A
<i>Lathyrus magellanicus</i>	Nativa	Hierba o Enredadera Perenne	
<i>Trifolium dubium</i>	Adventicia	Hierba Anual	R
<i>Trifolium repens</i>	Adventicia	Hierba Perenne	
<i>Vicia bijuga</i>	Endémica	Hierba Anual o Bianual	
Gentianaceae			
<i>Gentiana prostrata</i>	Nativa	Hierba Anual	

Familias / Especies	Status	Hábito	Exclusividad
<i>Gentianella magellanica</i>	Endémica	Hierba Anual	
Geraniaceae			
<i>Geranium magellanicum</i>	Endémica	Hierba Perenne	
<i>Geranium sessiliflorum</i>	Nativa	Hierba Perenne	R
Grossulariaceae			
<i>Ribes cucullatum</i>	Endémica	Arbusto Perenne	
<i>Ribes magellanicum</i>	Endémica	Arbusto Perenne	
Gunneraceae			
<i>Gunnera magellanica</i>	Nativa	Hierba Perenne	
Indefinido			
<i>Indefinido</i> sp. 1	Indefinido	Hierba	R
<i>Indefinido</i> sp. 2	Indefinido	Hierba	A
Iridaceae			
<i>Olsynium junceum</i>	Nativa	Hierba Perenne	
<i>Sisyrinchium arenarium</i>	Endémica	Hierba Perenne	R
<i>Solenomelus segethii</i>	Endémica	Hierba Perenne	
Juncaceae			
<i>Luzula racemosa</i>	Nativa	Hierba Perenne	
<i>Marsippospermum reichei</i>	Endémica	Hierba Perenne	
Lamiaceae			
<i>Clinopodium darwinii</i>	Endémica	Hierba o Subarbusto Perenne	A
Lycopodiaceae			
<i>Austrolycopodium magellanicum</i>	Nativa	Hierba Perenne	A
Nanodaceae			
<i>Nanodea muscosa</i>	Endémica	Hierba Perenne	
Nothofagaceae			
<i>Nothofagus pumilio</i>	Endémica	Árbol Perenne	A
Orobanchaceae			
<i>Euphrasia antarctica</i>	Endémica	Hierba Anual	
Oxalidaceae			
<i>Oxalis enneaphylla</i>	Endémica	Hierba Perenne	
<i>Oxalis laciniata</i>	Endémica	Hierba	
Plantaginaceae			
<i>Ourisia breviflora</i>	Endémica	Hierba Perenne	R
<i>Plantago uniglumis</i>	Endémica	Hierba Perenne	
<i>Veronica serpyllifolia</i>	Adventicia	Hierba Perenne	

Familias / Especies	Status	Hábito	Exclusividad
Plumbaginaceae			
<i>Armeria maritima</i>	Endémica	Hierba Perenne	
Poaceae			
<i>Agrostis capillaris</i>	Naturalizada	Hierba Perenne	
<i>Avebella flexuosa</i>	Nativa	Hierba Perenne	
<i>Bromus catharticus</i>	Endémica	Hierba	
<i>Elymus patagonicus</i>	Endémica	Hierba Perenne	R
<i>Festuca arundinacea</i>	Introducida	Hierba Perenne	
<i>Festuca australis</i>	Endémica	Hierba Anual	R
<i>Festuca magellanica</i>	Endémica	Hierba Perenne	
<i>Festuca pallescens</i>	Endémica	Hierba Perenne	
<i>Holcus lanatus</i>	Adventicia	Hierba Anual	A
<i>Hordeum comosum</i>	Nativa	Hierba Perenne	
<i>Phleum alpinum</i>	Nativa	Hierba Perenne	
<i>Poa alopecurus</i>	Endémica	Hierba Perenne	
<i>Poa pratensis</i>	Adventicia	Hierba Perenne	A
<i>Poa spiciformis</i>	Endémica	Hierba Perenne	
<i>Trisetum spicatum</i>	Nativa	Hierba Perenne	R
Polemoniaceae			
<i>Microsteris gracilis</i>	Nativa	Hierba Anual	
Polygalaceae			
<i>Polygala salasiana</i>	Endémica	Hierba Perenne	A
<i>Rumex acetosella</i>	Adventicia	Hierba Perenne	
Ranunculaceae			
<i>Anemone multifida</i>	Nativa	Hierba Perenne	
<i>Caltha sagittata</i>	Nativa	Hierba Perenne	
<i>Halerpestes uniflora</i>	Nativa	Hierba Perenne	R
<i>Ranunculus muricatus</i>	Adventicia	Hierba Anual	A
<i>Ranunculus peduncularis</i>	Endémica	Hierba Perenne	
Rosaceae			
<i>Acaena magellanica</i>	Nativa	Hierba Perenne	
<i>Acaena ovalifolia</i>	Endémica	Hierba Perenne	
<i>Acaena pinnatifida</i>	Endémica	Hierba Perenne	
<i>Geum magellanicum</i>	Endémica	Hierba Perenne	
<i>Rubus geoides</i>	Endémica	Hierba Perenne	A

Familias / Especies	Status	Hábito	Exclusividad
Rubiaceae			
<i>Galium antarcticum</i>	Endémica	Hierba Anual	A
<i>Galium aparine</i>	Adventicia	Hierba Anual	
<i>Galium fuegianum</i>	Endémica	Hierba Anual	
<i>Galium richardianum</i>	Endémica	Hierba Anual	A
<i>Oreopolus glacialis</i>	Endémica	Hierba Anual	A
Saxifragaceae			
<i>Saxifraga magellanica</i>	Nativa	Hierba Perenne	A
Schoepfiaceae			
<i>Arjona longifolia</i>	Endémica	Hierba Perenne	A
<i>Arjona patagonica</i>	Endémica	Hierba Perenne	
<i>Arjona pusilla</i>	Endémica	Hierba Perenne	
Urticaceae			
<i>Urtica dioica</i>	Adventicia	Hierba o Arbusto Perenne	R
Valerianaceae			
<i>Valeriana carnosa</i>	Endémica	Hierba Perenne	
Violaceae			
<i>Viola maculata</i>	Endémica	Hierba Perenne	
<i>Viola magellanica</i>	Endémica	Hierba Perenne	