

UNIVERSIDAD DE CHILE
FACULTAD DE CIENCIAS AGRONÓMICAS
ESCUELA DE PREGRADO

Memoria de Título

**“EFECTOS DE LA COMPOSICIÓN Y HETEROGENEIDAD DEL PAISAJE, A
DIFERENTES ESCALAS ESPACIALES, SOBRE LA ABUNDANCIA Y
RIQUEZA DE LOS COLEÓPTEROS EN LOS BOSQUES SUB-ANTÁRTICOS
DE LA ISLA NAVARINO”**

PAOLA ANDREA DÍAZ PIGA

Santiago, Chile
2017

UNIVERSIDAD DE CHILE
FACULTAD DE CIENCIAS AGRONÓMICAS
ESCUELA DE PREGRADO

Memoria de Título

**“EFECTOS DE LA COMPOSICIÓN Y HETEROGENEIDAD DEL PAISAJE, A
DIFERENTES ESCALAS ESPACIALES, SOBRE LA ABUNDANCIA Y
RIQUEZA DE LOS COLEÓPTEROS EN LOS BOSQUES SUB-ANTÁRTICOS
DE LA ISLA NAVARINO”**

**“EFFECTS OF LANDSCAPE COMPOSITION AND HETEROGENEITY, AT
DIFFERENT SPATIAL SCALES, ON THE ABUNDANCE AND RICHNESS OF
BEETLES IN THE SUB-ANTARCTIC FORESTS OF NAVARINO ISLAND”**

PAOLA ANDREA DÍAZ PIGA

**Santiago, Chile
2017**

UNIVERSIDAD DE CHILE
FACULTAD DE CIENCIAS AGRONÓMICAS
ESCUELA DE PREGRADO

**“EFECTOS DE LA COMPOSICIÓN Y HETEROGENEIDAD DEL PAISAJE, A
DIFERENTES ESCALAS ESPACIALES, SOBRE LA ABUNDANCIA Y
RIQUEZA DE LOS COLEÓPTEROS EN LOS BOSQUES SUB-ANTÁRTICOS
DE LA ISLA NAVARINO”**

Memoria para optar al Título Profesional de:
Ingeniera en Recursos Naturales Renovables

PAOLA ANDREA DÍAZ PIGA

	Calificaciones
PROFESORA GUÍA	
Audrey A. Grez V. Bióloga. Mg.Sc.	7,0
PROFESORES EVALUADORES	
Andrés de la Fuente D. Ingeniero Agrónomo	7,0
Oscar Seguel S. Ingeniero Agrónomo. Ph.D.	6,8
COLABORADORES	
Pablo Vergara E. Ingeniero Forestal. Ph.D.	
Christian Pérez H. Ingeniero en Recursos Naturales Renovables	

Santiago, Chile
2017

AGRADECIMIENTOS

En primer lugar quiero agradecer a mis padres, cuyo apoyo fue el principal motor para dar término a la carrera. También a mi profesora guía Audrey Grez, de la cuál aprendí mucho durante este proceso y a quién agradezco sobretodo su compromiso por sacar adelante este trabajo de investigación.

Además de ellos agradecer a mi gran colega Christian Pérez, siempre dispuesto a ayudar y con la mejor disposición, cuya asistencia realmente fue clave en el desarrollo de esta memoria. También agradecer a Andrés Fierro por su fundamental ayuda en el reconocimiento de coleópteros y al profesor Pablo Vergara por su colaboración y por darme la oportunidad de participar como tesista en el proyecto FONDECYT regular 1131133.

A mis amigas, amigos y familia, por amenizar todas las etapas de este proceso con su cariño y buenas vibras.

Finalmente debo el reconocimiento al proyecto FONDECYT regular 113113 “Do Magellanic woodpeckers switch their movement decisions from a bottom-up to a top-down strategy when landscape fragmentation increases?”, por el financiamiento del trabajo realizado.

ÍNDICE

RESUMEN.....	1
ABSTRACT	2
INTRODUCCIÓN	3
Objetivo general	5
Objetivos específicos.....	5
MATERIALES Y MÉTODO	5
Lugar de estudio	5
Materiales	5
Método	7
Objetivo específico 1: Determinar la composición, abundancia y riqueza de especies de coleópteros.....	7
Objetivo específico 2: Caracterizar la composición y heterogeneidad del paisaje.	8
Objetivo específico 3: Analizar la relación entre la composición y heterogeneidad del paisaje, a diferentes escalas espaciales, y la abundancia y riqueza de especies de coleópteros.	9
RESULTADOS Y DISCUSIÓN.....	10
Resultados	10
Objetivo específico 1: Determinar la composición, abundancia y riqueza de especies de coleópteros.....	10
Objetivo específico 2: Caracterizar la composición y heterogeneidad del paisaje.	12
Objetivo específico 3: Analizar la relación entre la composición y heterogeneidad del paisaje, a diferentes escalas espaciales, y la abundancia y riqueza de especies de coleópteros.	15
Abundancia de coleópteros	15
Riqueza de coleópteros.....	17
Discusión.....	18
CONCLUSIONES	22
BIBLIOGRAFÍA.....	23
APÉNDICES.....	29

RESUMEN

El cambio de uso del suelo, la fragmentación y la pérdida de hábitat son las principales amenazas a la biodiversidad. Estos procesos generan cambios en la composición y heterogeneidad (composicional y configuracional) del paisaje, a distintas escalas espaciales, cambios que pueden afectar la diversidad y abundancia de los coleópteros. El conocimiento de los cambios en la composición, abundancia y riqueza de esa fauna es de gran importancia ecológica, biológica y económica al ser los coleópteros buenos indicadores de la calidad del hábitat. En Chile, los coleópteros representan más del 40% de la diversidad entomológica; aun así en las islas subantárticas, entre ellas la isla Navarino, su composición, riqueza o abundancia son poco conocidas. En este estudio se evaluó la relación entre la composición y heterogeneidad del paisaje, a distintas escalas espaciales, con la riqueza y abundancia de los coleópteros de la isla. Los muestreos se realizaron desde octubre a diciembre de 2014, mediante 47 trampas de intercepción de vuelo ubicadas en árboles de coigüe, lenga y ñirre. Alrededor de cada árbol, se caracterizó la composición y heterogeneidad composicional y configuracional del paisaje a una escala local de 100 m y a una escala de paisaje de 400 m. Se colectaron 389 coleópteros, distribuidos en 14 familias y 27 especies o morfoespecies. La abundancia de coleópteros se asoció positivamente con la composición del paisaje, específicamente con el área del bosque maduro de coigüe, y negativamente con la heterogeneidad composicional, a ambas escalas espaciales, no así con la heterogeneidad configuracional, mientras que la riqueza no se vio afectada significativamente por ninguna de estas variables del paisaje. Estos resultados sugieren que para mantener poblaciones más abundantes de los coleópteros nativos de los bosques subantárticos de la Isla Navarino es necesario conservar grandes extensiones homogéneas de estos bosques maduros, los que actuarían como un importante reservorio de esta fauna.

Palabras clave: Pérdida de hábitat, fragmentación, bosque de coigüe, biodiversidad.

ABSTRACT

Land use change, fragmentation and habitat loss are the most important threats to biodiversity. These processes alter the composition and heterogeneity of the landscape at different spatial scales, with possible consequences on the diversity and abundance of beetles. Understanding the changes in the composition, abundance and richness of this fauna has ecological, biological and economic importance because beetles are good indicators of habitat quality. In Chile, beetles represent more than 40% of the entomological diversity; despite this, in the subantartic islands, including Navarino Island, composition, richness or abundance studies are scarce and outdated. This study evaluated the relationship between landscape composition and heterogeneity, at different spatial scales, and the richness and abundance of beetles of this area. Samplings were carried out October through December 2014, by 47 cross-vane traps hanging from coigüe, lenga and ñirre trees. Surrounding each tree, the composition and configurational and compositional heterogeneity was characterized in buffers at a local scale of 100 m and at a landscape scale of 400 m. A total of 389 beetles were collected, distributed within 14 families and 27 species or morphospecies. The abundance of beetles, was associated positively with landscape composition, specifically with the area of the old growth coigüe forest, and negatively with compositional heterogeneity, at both spatial scales, but it did not change with configurational heterogeneity. On the other hand, beetle species richness was not significantly affected by any of these landscape variables. These results suggest that to maintain more abundant populations of native beetles in the subantartic forests of Navarino Island it is necessary to preserve large homogeneous extensions of coigüe old growth forests, which would act as an important reservoir of this fauna.

Key words: Habitat loss, fragmentation, coigüe forest, biodiversity.

INTRODUCCIÓN

El cambio en el uso del suelo, la fragmentación y pérdida de hábitat, usualmente generados por actividades antrópicas, son las principales amenazas a la biodiversidad (Sala et al. 2000; Fahrig, 2003; Foley et al., 2005). Se espera que ellos tengan el impacto global más profundo de la actividad humana sobre la biodiversidad al año 2100 (Pimm y Raven 2000, Sala et al. 2000). Estos procesos perturbadores generan cambios en la composición y heterogeneidad del paisaje a distintas escalas espaciales (Fahrig et al., 2011). La composición del paisaje se refiere a los distintos tipos de cobertura (i.e., usos de suelo) que existen en una determinada área, pudiendo influir en la cantidad de los hábitat disponibles para las especies (McGarigal y Cushman, 2002; Fahrig et al., 2011). La heterogeneidad del paisaje, en tanto, se clasifica en una heterogeneidad composicional y una configuracional (Fahrig et al. 2011). La heterogeneidad composicional se refiere al número de diferentes tipos de cobertura (i.e., riqueza) y a su abundancia relativa en el paisaje (e.g., equitabilidad), y la heterogeneidad configuracional es el arreglo espacial de los diferentes tipos de cobertura, incluyendo variables tales como el tamaño de los fragmentos de los distintos tipos de uso de suelo, su forma y la densidad de bordes. Una mayor heterogeneidad del paisaje implica un mayor número de tipos de coberturas y una mayor complejidad espacial (Cushman et al., 2008; Fahrig et al., 2011).

Los cambios en la composición y heterogeneidad del paisaje pueden resultar en cambios en la diversidad y abundancia de especies de animales de distintos grupos taxonómicos, incluyendo los insectos (Siitonen, 2001; Zaviezo et al., 2006; Do y Joo, 2015; Bertrand et al., 2016). Entre los insectos, los coleópteros representan al orden de seres vivos con mayor número de especies descritas, con aproximadamente unas 370.000 especies (New, 2007). Se encuentran en todos los biomas, presentando requerimientos de recursos muy variados, cumpliendo todos los roles tróficos (e.g., saprófagos, fitófagos, micófagos, coprófagos, necrófagos, carnívoros o polinizadores) (Solervicens, 1995). Por ello, los coleópteros cumplen un rol fundamental en procesos ecológicos como la herbivoría, descomposición de materia orgánica o la depredación, por lo tanto, cambios en su composición, abundancia y riqueza debido a los cambios en el uso del suelo pueden alterar el normal funcionamiento de los ecosistemas (Didham et al., 1996; Didham, 1997). Los coleópteros que dependen de la vegetación en alguna de sus etapas del ciclo de vida, como los herbívoros, xilófagos o florícolas, obtienen sus recursos mediante su asociación a formaciones vegetales. Así, la composición y heterogeneidad de la vegetación en paisajes boscosos, puede determinar la abundancia y diversidad de este grupo de insectos.

El efecto de la composición y heterogeneidad del paisaje en la abundancia y riqueza de coleópteros puede depender de la escala espacial (local o de paisaje) (Økland et al., 1996; Janssen et al., 2009; Grez et al., 2014a). Por ejemplo, Holland et al. (2004) observaron que diferentes especies de cerambícidos (Coleoptera) responden a la cantidad de hábitat disponible a diferentes escalas espaciales (entre 20 y 2000 m), sugiriendo que para el estudio de múltiples especies se deben considerar escalas espaciales variadas. Por su parte

Grez et al. (2014a) demostraron que la abundancia y diversidad de coccinélidos nativos estaba relacionada positivamente con la heterogeneidad del paisaje agrícola a una escala de 1000 m, no así a la escala local de 250 m. Recientemente, Gonthier et al. (2014) realizaron un metanálisis de la respuesta en la riqueza y abundancia de invertebrados (incluyendo insectos), plantas y vertebrados a la complejidad del hábitat, a escala local y de paisaje, encontrando diferencias claras en la forma en que diversos grupos de organismos responden a las diferentes escalas de paisaje, lo que sugiere que la preservación de los múltiples grupos taxonómicos requerirán múltiples escalas de conservación.

Los coleópteros son buenos indicadores de la calidad de hábitat por su alto grado de especificidad ecosistémica (Whitefield y Purcell, 2012). Ellos son usados como herramientas de monitoreo y relacionados directamente con el grado de conservación de ecosistemas boscosos (Maleque et al., 2006; Yañes y Morón, 2010). Por ello, el conocimiento de los cambios en su composición, abundancia y riqueza en función del grado de perturbación del paisaje es de gran importancia ecológica, biológica y económica.

En Chile, los coleópteros representan más del 40% de la diversidad entomológica descrita (Arias, 2000), reportándose hasta el momento 96 familias (Elgueta, 2000a). La fauna de este grupo de insectos en el país ha sido ampliamente estudiada por entomólogos a lo largo del tiempo, determinando su gran diversidad y alto grado de endemismo, debido a la característica de isla biogeográfica del país, única en el continente. Dicha característica se explica por la extensión de un terreno árido en las regiones del norte del país, la barrera geográfica que representa la cordillera de los Andes y la estepa patagónica (desierto frío) por el este, el Océano Pacífico en el oeste y por la unión de los Océanos Pacífico y Atlántico en el mar Antártico por el sur (Elgueta, 2000a; Donoso, 2015). En las islas subantárticas, los estudios de composición riqueza o abundancia de coleópteros son escasos y desactualizados (Gressitt y Weber, 1959; Gressitt y Pryor, 1961; Gressitt, 1970), y aquellas revisiones más actuales son limitadas, contemplando el estudio de tan solo algunas especies (Zúñiga-Reinoso, 2011; Elgueta et al., 2013; Zúñiga-Reinoso, 2013; Jerez y Muñoz-Escobar, 2015). Particularmente, para la isla Navarino, no existe una revisión de coleópteros exclusiva para la zona, y se desconoce la relación de la composición y heterogeneidad del paisaje con la entomofauna del lugar.

Los bosques sub-antárticos de la Isla Navarino conforman las formaciones boscosas más australes del planeta, representados por bosques deciduos de lenga (*Nothofagus pumilio*) asociados con coigüe de Magallanes (*Nothofagus betuloides*) y ñirre (*Nothofagus antarctica*) de variados estados etarios, composición y niveles de perturbación (Rozzi et al., 2006). Esta variabilidad en los tipos de bosque de la isla ofrece condiciones propicias para el estudio de la relación entre la composición y heterogeneidad del paisaje, a distintas escalas espaciales, y la riqueza y abundancia de los coleópteros de la zona. Esto será estudiado en la presente Memoria, siendo el primer trabajo de este tipo en los bosques sub-antárticos de Chile.

Objetivo general

Evaluar los efectos de la composición y heterogeneidad del paisaje, a diferentes escalas espaciales, sobre la abundancia y riqueza de los coleópteros en los bosques sub-antárticos de la isla Navarino.

Objetivos específicos

- 1.- Determinar la composición, abundancia y riqueza de especies de coleópteros.
- 2.- Caracterizar la composición y heterogeneidad del paisaje.
- 3.- Analizar la relación entre la composición y heterogeneidad del paisaje, a diferentes escalas espaciales, y la abundancia y riqueza de especies de coleópteros.

MATERIALES Y MÉTODO

Lugar de estudio

El área de estudio se ubica en la parte norte de la isla Navarino (55°05'00"S 67°40'00"O), comuna Cabo de Hornos, perteneciente a la Región de Magallanes y la Antártica Chilena (Figura 1A). El sector es de fácil accesibilidad debido a la existencia de una red de carreteras. El área de estudio incluye un mosaico de matrices abiertas, de origen natural y antropogénico, y parches de bosques sub-antárticos. Los hábitats abiertos se componen principalmente de formaciones de cuerpos de agua, turba, matorrales abiertos dominados por especies tales como calafate (*Berberis microphylla*) y mata negra (*Junellia tridens*), mientras que los parches de bosque presentan diferente composición, perturbación y regímenes florísticos, incluyendo el bosque maduro, el bosque maduro perturbado, y el bosque secundario (Vergara y Schlatter, 2004; Ojeda, 2004).

Materiales

Para la colecta de los coleópteros (objetivo específico 1) se utilizaron trampas de intercepción de vuelo (modelo Cross Vane Panel o trampas japonesas) ubicadas en árboles (Figuras 1B y 1C). Estas trampas han demostrado ser una excelente herramienta para la

captura de los escarabajos (McIntosh et al., 2001).

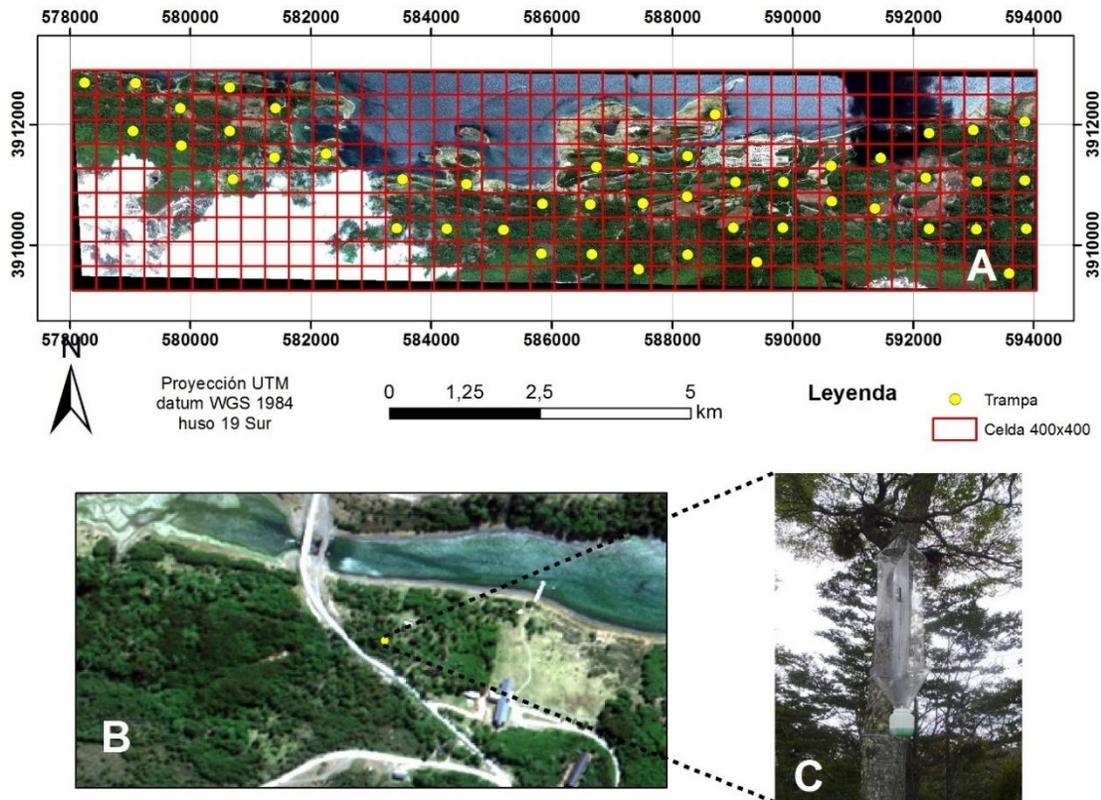


Figura 1. A) Cartografía del área de estudio y ubicación de las trampas, B) Acercamiento a la zona de estudio, corresponde a una celda, C) Trampa de intercepción de vuelo ubicada en un árbol de coigüe de Magallanes o lenga o ñirre. Fuente: Imagen del satélite WORLDVIEW-2, 2011.

Estos modelos de trampas consisten en dos paneles de mica con 122 cm de alto y 35,5 cm de ancho, las que son cruzadas de manera tal que los paneles forman ángulos rectos. Para aumentar la eficacia de las trampas, a los paneles se les adicionó una película resbaladiza de detergente líquido sin olor (Graham et al 2010). Sobre y bajo los paneles se ubicó un embudo del mismo material. En el embudo inferior se anexó un recipiente de 1,5 L, el que fue rellenado con 250 mL de un líquido con anticongelante, donde al caer el insecto se rompe la tensión superficial y éste precipita en el contenedor. Para evitar el derramamiento de los líquidos y mantener las trampas en posición vertical, ellas fueron sujetadas con la ayuda de vientos amarrados a los árboles vecinos del árbol focal.

Para caracterizar la composición y heterogeneidad del paisaje (Objetivo específico 2), se utilizó una clasificación supervisada, realizada por Soto et al. (2017), a partir de la imagen satelital WorldView-2 (de aquí en adelante WV-2) en modalidad Bundle Pancromático +

Multiespectral 8 bandas, capturada el 06 de noviembre del 2011, la imagen satelital del área de más alta resolución espacial disponible actualmente en el mercado (2 m multiespectral y 0,5 m en pancromático). Esta imagen cuenta con el potencial de abarcar un rango espectral desde los 400 - 900 nm, incluyendo las bandas costal (400-450 nm), azul (450-510 nm), verde (510-580 nm), amarillo (585-625 nm), rojo (630-690 nm), borde rojo (705-745 nm), infrarojo cercano 1 (770-895 nm) e infrarojo cercano 2 (760-900 nm) (Updike y Comp, 2010), lo que permitió utilizar una composición de color adecuada en la imagen para distinguir entre las especies de *Nothofagus* (Fagaceae), lenga, coigüe de Magallanes y ñirre. La clasificación supervisada considera las siguientes clases: bosque y renoval de coigüe, lenga y ñirre, herbazal, matorral, agua, suelo desnudo, nieve y urbano.

La clasificación supervisada realizada para la imagen satelital del área de estudio es un 86,5% mejor de lo que se hubiera obtenido con una asignación aleatoria a los distintos tipos de cobertura (Chuvieco 2002; Soto et al., 2017).

Método

Objetivo específico 1: Determinar la composición, abundancia y riqueza de especies de coleópteros.

Los coleópteros fueron muestreados mediante la instalación de 47 trampas de intercepción. Para la selección de su localización, el área de estudio se subdividió en 360 celdas de 400 x 400 m. Se escogieron 47 de ellas, lo que corresponde al 13% del total de celdas, considerando eso sí que hubiese al menos 800 m de distancia entre los centros de cada celda (Figura 1A y 1B). En el centro de cada celda se escogió un árbol focal, que correspondió a especies de lenga, coihue de Magallanes o ñirre, en el que se ubicó una trampa a 3 m de altura del suelo (Figura 1C). El periodo de muestreo de insectos se inició en octubre del 2014 hasta diciembre del mismo año, permaneciendo activas durante 63 días. El criterio de selección de estas fechas corresponde al ciclo biológico de algunos de los coleópteros que se pueden encontrar en los bosques fríos de Chile (Arias, 2000). Los insectos colectados fueron limpiados utilizando una solución compuesta de 700 mL de OH 95% y 300 mL de agua, y posteriormente depositados en recipientes plásticos también con alcohol al 70 % para su transporte (Peña, 1986). La identificación de estos se llevó a cabo a nivel de especie o morfoespecie, con la ayuda de especialistas (Andrés Fierro¹ y Mario Elgueta²) y comparaciones con colecciones de referencia del laboratorio de Ecología de Ambientes Fragmentados, del Departamento de Ciencias Biológicas Animales de la Facultad de Ciencias Veterinarias y Pecuarias de la Universidad de Chile y del Museo Nacional de Historia Natural. Con esta información se calculó la abundancia total y la riqueza (número de especies) de los coleópteros colectados en cada trampa.

¹ Coleopterólogo, Doctor en Ecología y Biología Evolutiva, Universidad de Chile.

² Entomólogo a cargo de la Sección de Entomología, Museo Nacional de Historia Natural, Santiago.

Objetivo específico 2: Caracterizar la composición y heterogeneidad del paisaje.

Alrededor de cada árbol focal se delimitaron dos áreas circulares concéntricas, con radios de 100 y 400 m, que constituyeron las unidades experimentales o paisajes estudiados. Los insectos usualmente se mueven grandes distancias, de manera que pueden ser afectados por el paisaje a distintas escalas espaciales (Toro et al., 2003; Gonthier et al., 2014). En este estudio, el área con radio a 100 m representa el efecto de la composición y heterogeneidad del paisaje a escala local (en la vecindad del árbol donde se muestrearán los insectos) y el área con radio de 400 m representa el efecto a escala de paisaje que incluyó la escala de 100 m. A cada una de estas escalas se determinó la composición y heterogeneidad composicional y configuracional del paisaje mediante la digitalización de la imagen con el software ArcMap®. La composición fue estimada a partir de la clasificación digital supervisada de la escena WV-2 (Soto et al., 2017). La métrica de composición se midió en hectáreas. Además, se realizaron histogramas y se estimó la desviación estándar de los datos de superficie en las áreas concéntricas, a 100 y 400 m, para determinar la variabilidad entre los distintos paisajes en la superficie ocupada por los distintos tipos de coberturas.

La heterogeneidad composicional del paisaje, fue medida para las dos escalas espaciales (100 y 400 m de radio) mediante el índice modificado de Simpson (Ecuación 1), donde un mayor valor del índice indica mayor heterogeneidad composicional en el paisaje (Greze et al., 2014a; Greze et al 2014b).

$$D = -\ln \left(\sum_{i=1}^m (p_i)^2 \right)$$

Ecuación 1

Donde;

- D: Índice de diversidad de Simpson.
 p_i: Proporción de hábitat de un tipo de cobertura.

La heterogeneidad configuracional se midió para cada paisaje, a escala local y de paisaje, mediante el promedio del tamaño de los parches, la densidad de borde y el promedio del índice de forma de los parches (Ecuaciones 2, 3 y 4). Para esto se utilizó el módulo Patch Analyst para ArcGIS® (Greze et al., 2014a; Greze et al., 2014b).

$$MPS = \frac{A}{N} \left(\frac{1}{10,000} \right) [ha]$$

Ecuación 2

Donde,

MPS: Promedio del tamaño de los parches del paisaje [ha], $MPS > 0$.

A: Área total del paisaje [m^2].

N: Número de parches del paisaje.

$$ED = \frac{\sum_{i=1}^m e_i}{A} (10.000) \left[\frac{m}{ha} \right]$$

Ecuación 3

Donde,

ED: Densidad de borde del paisaje [$m \text{ ha}^{-1}$], $ED \geq 0$.

e_i : Longitud de los segmentos de borde de los parches del paisaje (m).

A: Área total del paisaje.

m: Número de parches del paisaje.

$$MSI = \frac{\sum_{i=1}^n \left(\frac{p_i}{\sqrt{\pi - a_i}} \right)}{n}$$

Ecuación 4

Donde,

MSI: Promedio del índice de forma de los parches del paisaje (irregularidad en las formas de los parches), $MSI \geq 1$.

p_i : Perímetro del parche i (m).

a_i : Área del parche i (m^2).

n: Número de parches del paisaje.

A menor valor del índice MPS mayor es la heterogeneidad del paisaje, al contrario de los índices ED y MSI, donde un aumento de la heterogeneidad es representado por mayores valores de estos, es decir parches menos compactos y más irregulares (McGarigal y Marks, 1995). Para evaluar variabilidad de las métricas de paisaje entre las distintas áreas concéntricas, tanto a 100 como a 400 metros, se realizaron histogramas con los datos de los índices de cada paisaje, junto con estimar el coeficiente de variación con los mismos datos, estadístico que permite comparar la variabilidad de los diferentes índices.

Objetivo específico 3: Analizar la relación entre la composición y heterogeneidad del paisaje, a diferentes escalas espaciales, y la abundancia y riqueza de especies de coleópteros.

Para analizar la relación entre las variables dependientes, abundancia y riqueza, y la composición y heterogeneidad del paisaje, a cada escala espacial (áreas concéntricas de 100

y 400 m de radio), se realizó una regresión de mínimos cuadrados parciales (PLS, partial least square) para la abundancia y para la riqueza de especies de coleópteros separadamente. Este método es más confiable que otras herramientas estadísticas, como la regresión múltiple, para identificar las variables relevantes y sus magnitudes de influencia, permitiendo tener un modelo predictivo incluso si los factores son muchos y especialmente en casos en que el tamaño de la muestra es pequeño (Carrascal et al., 2009). Estos análisis se realizaron utilizando el módulo PLS, para un máximo de 4 componentes, disponible en XLSTAT^{MR} (Grež et al., 2014a; Grež et al., 2014b).

Para evaluar la bondad de ajuste del modelo de la regresión se utilizaron los estadísticos R^2Y acumulado, R^2X acumulado y Q^2 acumulado, donde R^2Y corresponde a la proporción de la varianza en las variables respuesta del modelo, mientras que R^2X es la proporción de la varianza en las variables predictoras. Los modelos considerados con relevancia predictiva fueron aquellos cuyo valor Q^2 acumulado fuese mayor a cero (Wold et al., 2001; Johansson y Nilsson, 2002). De las componentes con variables predictivas ($Q^2 > 0$), se seleccionaron aquellas variables más relevantes en explicar la varianza en las variables respuestas, a través del índice VIP (variable de importancia en la proyección), el que tiene que ser $\geq 0,8$.

Los resultados de la regresión múltiple fueron graficados en un círculo de correlación, en cuyos ejes se encuentran las dos primeras componentes del análisis, independientemente de si estas resultaron ser predictivas o no, donde cada variable por componente es representada por una carga (peso). La interpretación de este gráfico se realizó sólo en el eje de aquella(s) componentes predictivas, donde por último, fueron consideradas válidas en el análisis sólo aquellas variables con una carga mayor o igual a 0,6 en la(s) componente(s) elegida(s) (Tenenhaus et al., 2005; Grež et al., 2014a; Grež et al., 2014b).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Resultados

Objetivo específico 1: Determinar la composición, abundancia y riqueza de especies de coleópteros.

En total se capturaron 389 coleópteros, distribuidos en 14 familias y 27 especies o morfoespecies. Doce pudieron ser reconocidas a nivel de especie, conociéndose la distribución de ocho de ellas: *Microplophorus magellanicus* y *Perilopsis flava* habitan desde la zona central del país, Región del Maule; la última es registrada por primera vez para la Región de Magallanes. Más al sur, desde la Región de la Araucanía, aparece *Aemalodera centromaculata*. Tres especies (*Abropus carnifex*, *Dasydema hirtella* y

Alastoropolus strumuosus) se distribuyen desde la Región de Los Lagos hasta la Región de Magallanes, mientras que *Aegorhinus delfini* sólo tiene registros en Magallanes. *Alastoropolus strumuosus* y *A. delfini* también están presentes en Argentina. Todas estas especies son nativas, a las que se suman *Micronotum nodicorne*, *Orchesia picta* y *Erichius femoralis*, para las cuales no existe información de su distribución, ni del resto de los coleópteros identificados a nivel de especie.

A nivel de familia dominó Scarabaeidae (71,2%), seguida por Carabidae, con el 14,9% de las colectas. La familia con mayor riqueza de especies fue Curculionidae (6 especies). A nivel de especies, *Sericoides glacialis* representa más del 50% del total de las capturas, seguida por *A. carnifex* (12,3%) y *Sericoides testacea* (12,1%), las que en su conjunto representan el 82,3% de los coleópteros capturados (Cuadro 1).

Cuadro 1. Abundancia total y relativa (%) de coleópteros colectados en trampas de intercepción en primavera en el área de estudio en Isla Navarino.

Familia	Especie	Abundancia	%
Cantharidae	<i>Gn sp.</i>	1	0,3
Cantharidae	<i>Micronotum nodicorne</i> Pic	2	0,5
Carabidae	<i>Abropus carnifex</i> (Fabricius)	48	12,3
Carabidae	<i>Aemalodera centromaculata</i> Solier	10	2,6
Cerambycidae	<i>Microplophorus magellanicus</i> Blanchard	2	0,5
Cryptophagidae	<i>Chiliotis sp.</i>	1	0,3
Curculionidae	<i>Apion sp.</i>	2	0,5
Curculionidae	<i>Dasydema hirtella</i> Blanchard	3	0,8
Curculionidae	Molytinae <i>Gn sp.</i>	1	0,3
Curculionidae	<i>Alastoropolus strumuosus</i> Olivier	1	0,3
Curculionidae	<i>Aegorhinus delfini</i> Gemain	2	0,5
Curculionidae	<i>Gnathotrupes sp.</i>	2	0,5
Elateridae	<i>Medonia sp.</i>	10	2,6
Lucanidae	<i>Erichius femoralis</i> (Guérin-Méneville)	3	0,8
Melandryidae	<i>Orchesia picta</i> Solier	2	0,5
Melyridae	<i>Hylodonacea aff* nobilis</i> Majer	2	0,5
Nitidulidae	<i>Cryptarcha lineola</i> Erichson	2	0,5
Nitidulidae	<i>Cryptarcha sp.</i>	1	0,3
Nitidulidae	<i>Perilopsis flava</i> Reitter	1	0,3
Scarabaeidae	<i>Sericoides glacialis</i> (Fabricius)	225	57,8
Scarabaeidae	<i>Sericoides testacea</i> (Fabricius)	47	12,1
Scarabaeidae	<i>Sericoides livida</i> (Germain)	5	1,3

(Continúa)

Cuadro 1 (continuación). Abundancia total y relativa (%) de coleópteros colectados en trampas de intercepción en primavera en el área de estudio en Isla Navarino.

Familia	Especie	Abundancia	%
Scirtidae	<i>Cyphon sp.</i>	10	2,6
Staphylinidae	<i>Oxypoda sp.</i>	2	0,5
Staphylinidae	<i>Aleocharinae sp.</i>	1	0,3
Staphylinidae	<i>Omaliopsis russatum</i>	2	0,5
Zopheridae	<i>Sinchyta sp.</i>	1	0,3
Total individuos		389	
Total especies		27	

* *aff* significa: parecida a.

Objetivo específico 2: Caracterizar la composición y heterogeneidad del paisaje.

Se identificaron 12 tipos de cobertura presentes en área de estudio (Cuadro 2). Las que dominaron corresponden a bosque nativo, particularmente bosque de coigüe (36,87%), renovación de lenga (28,51%) y bosque de ñirre (19,29%), con una proporción menor de bosque de lenga (11,22%), seguidos por turberas (8,58%) y matorral (8,55%) (Cuadro 2). De acuerdo a lo observado en los histogramas (figuras 2 y 3) a ambas escalas espaciales, las superficies de cada paisaje que presentaron mayor variabilidad fueron la del bosque de coigüe y el renovación de lenga, mientras que la superficie del agua resultó ser una de las menos variables a una escala local, junto con la de la nieve y el herbazal; las dos últimas también fueron las menos variables para una escala de paisaje. La composición de cada paisaje se muestra en el Apéndice 1.

Cuadro 2. Área total y proporción de los tipos de cobertura basada en el total de los paisajes muestreados.

Tipo de cobertura	Área (ha)	%
Agua	110,24	4,67
Bosque de coigüe	615,25	36,87
Bosque de lenga	187,21	11,22
Bosque de ñirre	321,82	19,29
Herbazal	31,55	1,34
Matorral	202,00	8,55
Nieve	10,25	0,43
Renovación de coigüe	68,61	4,11
Renovación de lenga	475,82	28,51
Suelo desnudo	112,50	4,76
Turbera	202,60	8,58
Urbano	125,90	5,33

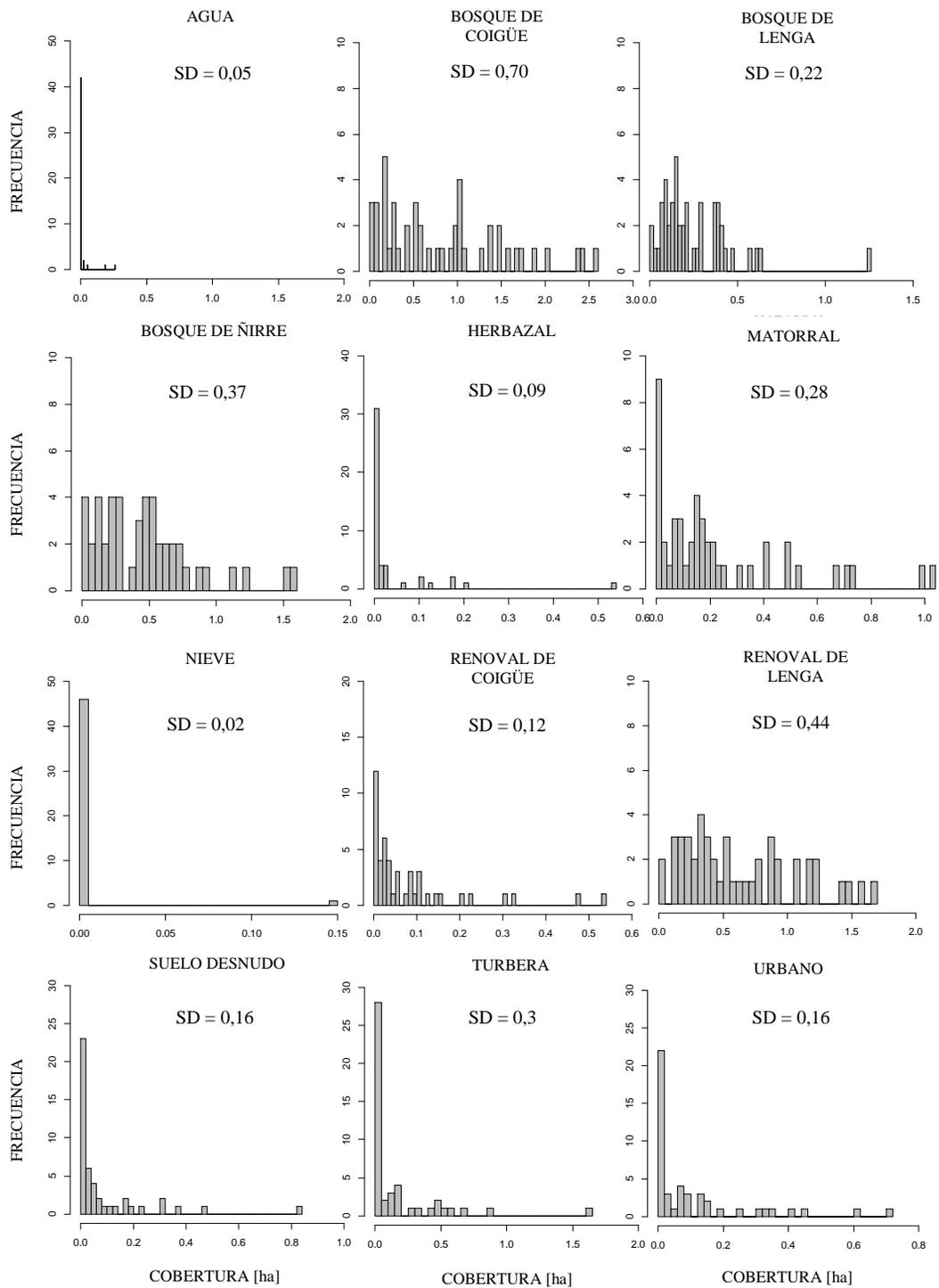


Figura 2. Histogramas y desviación estándar (SD) de las áreas de los diferentes tipos de coberturas en los 47 paisajes muestreados, a 100m. Cada barra representa un paisaje distinto.

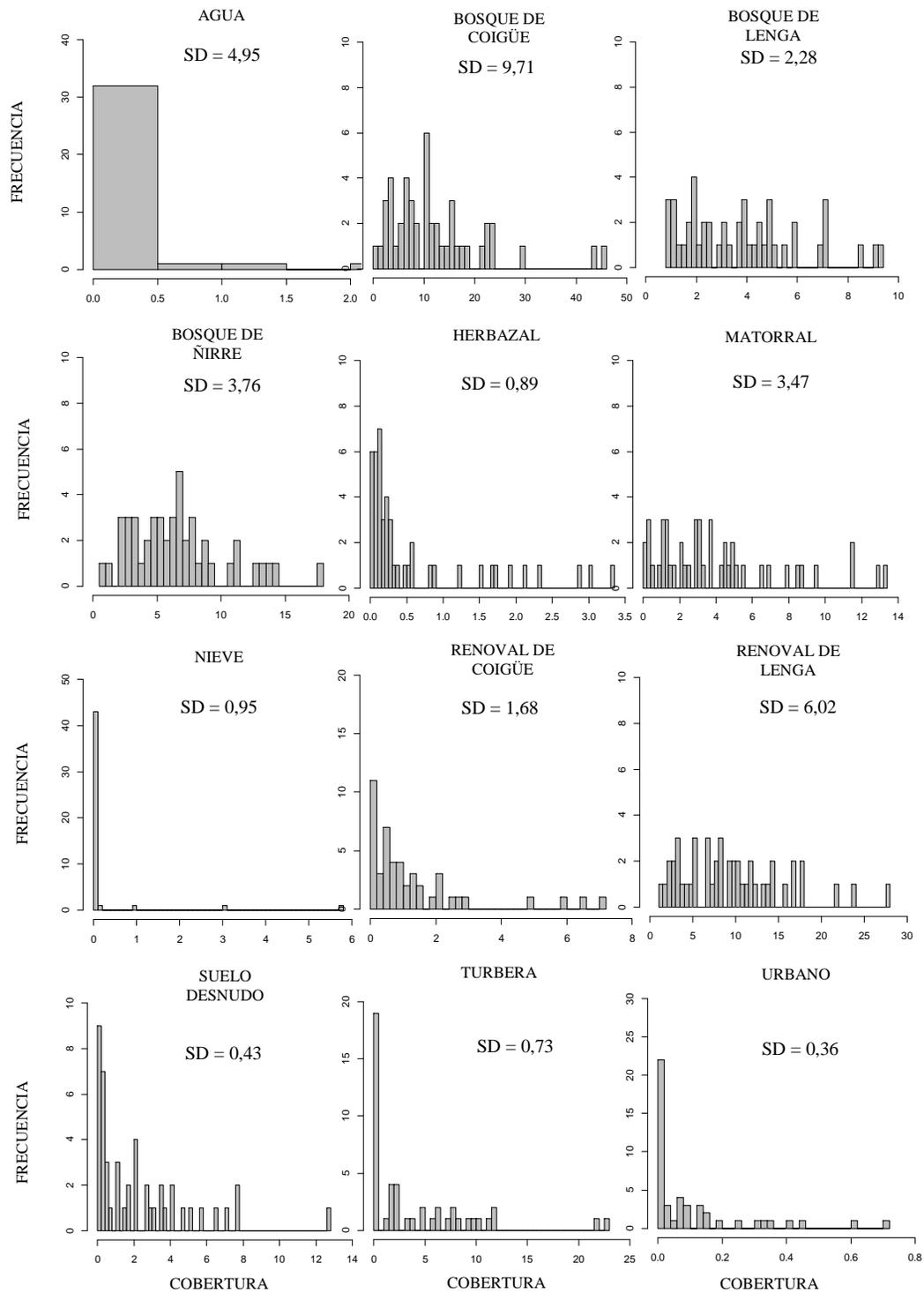


Figura 3. Histogramas y desviación estándar (SD) de las áreas de los diferentes tipos de coberturas en los 47 paisajes muestreados, a 400m. Cada barra representa un paisaje distinto.

Mediante los histogramas y coeficientes de varianza de las variables de heterogeneidad, se observó que el índice de forma (MSI) presentó menor variabilidad que el resto de los índices en ambas escalas espaciales (Figura 4), además el resultado del histograma de este índice sugiere que los paisajes son bastantes similares en la forma o regularidad de sus parches, a 100 y 400 m. El resto de los índices resultaron tener una variabilidad bastante similar entre sí, también en ambas escalas. La heterogeneidad composicional y configuracional de cada paisaje se muestran en el Apéndice 1.

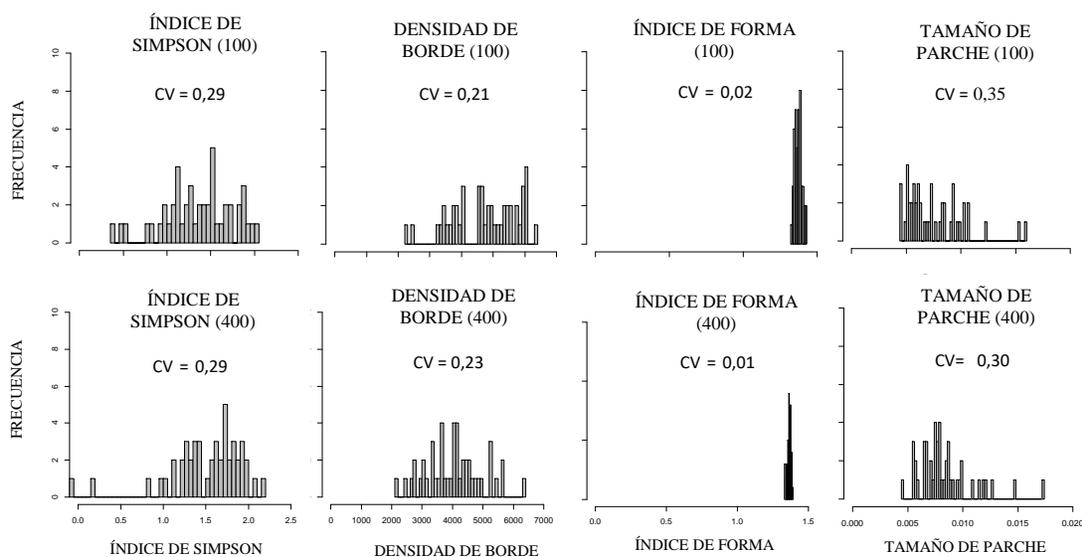


Figura 4. Histogramas y el coeficiente de varianza (CV) de las métricas del paisaje en las 47 áreas muestreadas, a 100 y 400 m.

Objetivo específico 3: Analizar la relación entre la composición y heterogeneidad del paisaje, a diferentes escalas espaciales, y la abundancia y riqueza de especies de coleópteros.

Abundancia de coleópteros

El índice Q^2 acumulado obtenido en la regresión PLS resultó ser positivo, y por tanto con valor predictivo, tan sólo en la primera componente (t_1) del modelo de correlación entre las variables predictivas de composición y heterogeneidad del paisaje y la abundancia de coleópteros (variable respuesta) a las dos escalas espaciales (Cuadro 3). La primera componente del modelo explica un 31 % de la varianza de la variable respuesta (R^2Y). En t_1 , 18 de 34 variables tuvieron un $VIP \geq 0,8$, y por lo tanto con mayor relevancia para explicar la varianza en las variables respuestas. Sin embargo, tan sólo las variables área de bosque de coigüe de Magallanes y heterogeneidad composicional (Índice de Simpson), a ambas escalas espaciales, tuvieron una carga mayor a 0,6 (Apéndice 2).

Cuadro 3. Parámetros de la regresión de mínimos cuadrados parciales, con las variables independientes de composición y heterogeneidad del paisaje a 100 m y 400 m y la variable dependiente abundancia de coleópteros, para 4 componentes (el asterisco indica la componente con relevancia predictiva).

Coeficientes de la regresión	Componentes			
	t ₁	t ₂	t ₃	t ₄
Q ² acumulado	*0,033	-0,088	-0,367	-0,830
R ² Y acumulado	0,310	0,449	0,506	0,561
R ² X acumulado	0,157	0,278	0,410	0,476

En la Figura 5 se observa que la abundancia de los coleópteros se relaciona negativamente con la heterogeneidad composicional del paisaje a 100 y 400 m y positivamente con el área del bosque de coigüe, también a ambas escalas espaciales. La abundancia no se relacionó significativamente con la heterogeneidad configuracional del paisaje a ninguna escala espacial.

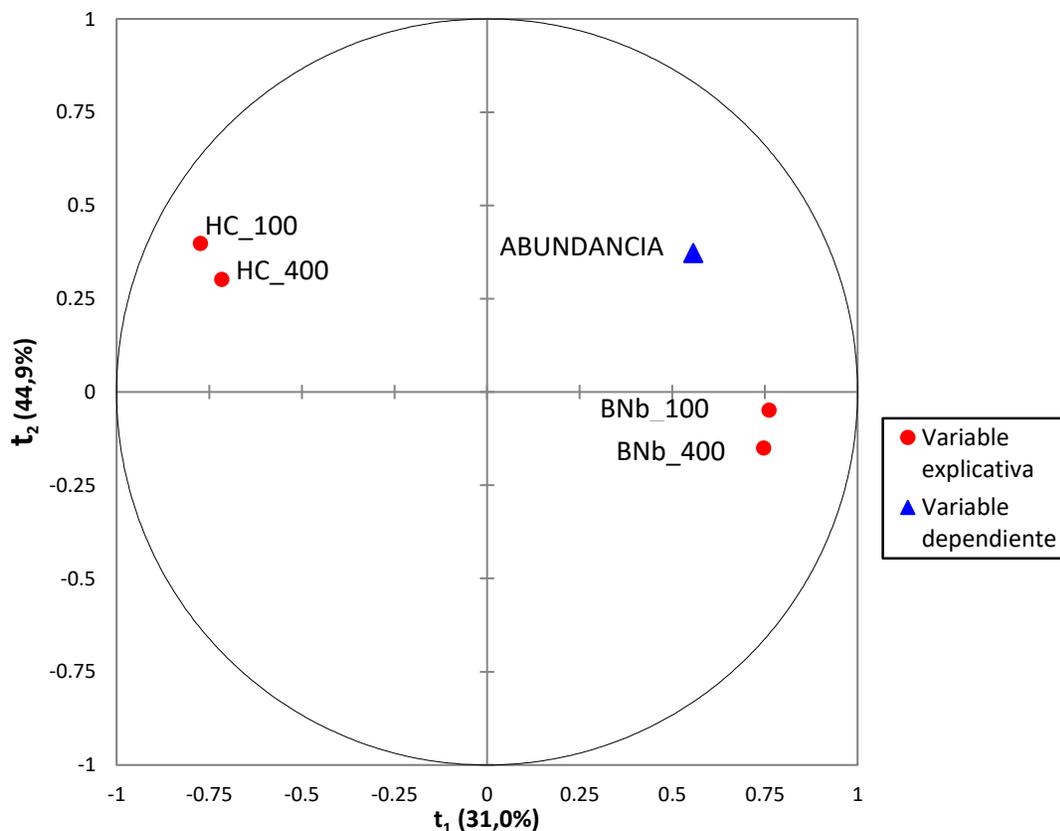


Figura 5. Mapa de correlación de la regresión de mínimos cuadrados parciales, entre las métricas de composición y heterogeneidad del paisaje a 100m y 400m y la abundancia de coleópteros por trampa. HC_100 y HC_400: heterogeneidad composicional del paisaje (Índice de diversidad de Simpson) en un radio de 100m y 400m, respectivamente; BNb_100 y BNb_400: Área de bosque de coigüe de Magallanes en un radio de 100m y 400m, respectivamente. Estas variables fueron las únicas que tuvieron un peso (carga) $> 0,6$.

Riqueza de coleópteros

El índice Q^2 acumulado obtenido en la regresión PLS resultó ser negativo, por lo tanto, no representa un valor predictivo en ninguna de las componentes del modelo de correlación entre las variables predictivas de composición y heterogeneidad del paisaje, y la variable respuesta riqueza, a distintas escalas espaciales (Cuadro 4).

Cuadro 4. Parámetros de la regresión de mínimos cuadrados parciales, con las variables independientes de composición y heterogeneidad del paisaje a 100m y 400m y la variable dependiente riqueza de coleópteros, para 4 componentes.

Coeficientes de la regresión	Componentes			
	t ₁	t ₂	t ₃	t ₄
Q ² acumulado	-0,142	-0,395	-0,899	-1,590
R ² Y acumulado	0,210	0,334	0,406	0,493
R ² X acumulado	0,148	0,262	0,380	0,468

Discusión

Este trabajo es un aporte al conocimiento de la poco conocida fauna de coleópteros de la Isla Navarino, a pesar de que un número significativo de coleópteros no pudo ser identificado a nivel de especies, ni con ello su biología, ecología y distribución. Esto aun contando con la asesoría de un experto coleopterólogo. Lo anterior demuestra las limitaciones para la identificación de coleópteros en Chile, a pesar de la existencia de numerosos taxónomos de este grupo (Elgueta, 2000a) lo que releva la importancia de seguir desarrollando taxonomía en Chile.

De las especies que se lograron identificar, una es registrada por primera vez para la XII Región, *Perilopsis flava*, ampliando su rango de distribución conocido (de la zona central hasta la Región del Maule) en más de 3.000 km; por su parte, *Aegorhinus delfini* es endémica de la Región de Magallanes (Elgueta, 2000b; Grez et al., 2003). Entre la fauna de coleópteros del paisaje austral de América, las familias más diversas son Curculionidae, Carabidae y Tenebrionidae (Jerez y Muñoz-Escobar, 2015). Coincidentemente, en el presente estudio la familia más diversa fue Curculionidae, que además es la tercera familia con mayor riqueza en Chile. Sin embargo, a pesar que Tenebrionidae es la segunda familia con mayor riqueza de especies en Chile y Carabidae la cuarta, la primera no estuvo representada en la colecta y Carabidae sólo escasamente. A pesar de estar asociadas a los bosques subantárticos, Tenebrionidae posee la mayor proporción de especies en ambientes estepáricos y de altura, mientras que las especies de Carabidae del hemisferio sur se asocian principalmente a ambientes de turberas (Elgueta, 2000a; Jerez y Muñoz-Escobar, 2015). Estas formaciones vegetacionales o no estuvieron presentes en el área de estudio, o lo estuvieron en un área muy acotada, como es el caso de las turberas, las que representaron tan solo un 8,6% del total del área muestreada. Por lo tanto, es posible que la ausencia o escasez de estos grupos de coleópteros en las colectas se deba a la baja representación de estas formaciones vegetales en el área de estudio, y no es posible concluir que ocurra lo mismo en otras áreas de la isla.

El bosque de coigüe y bosque de lenga, en conjunto, abarcan una superficie del 25,5% de la Región de Magallanes (Arroyo et al., 2005), siendo los bosques deciduos de lenga

abundantes tanto en la costa como en las laderas de las islas, considerándose los que alcanzan mayor altitud, mientras que en las zonas costeras también predominan los bosques de coigüe. En el área del presente estudio, ubicada en la zona norte de la isla cercana a la costa, estos bosques constituyeron el 48% de la superficie muestreada, con predominancia de coigüe (37%), a la que se suma otro 32,6% en estado de renoval de lenga y coigüe, representando el ecosistema característico descrito para el archipiélago de Cabo de Hornos (Rozzi et al., 2006). Es notable que la gran mayoría de los bosques de lenga se encuentran en estado de renoval, dando cuenta que existe un cierto grado de perturbación en la isla. Esta perturbación podría atribuirse a la destrucción de bosques en la Región de Magallanes, entre los años 1850 y 1860, por parte de los colonos para expandir la ganadería, donde ardieron 50 mil hectáreas de lenga. Además, en los años '40 se produjo una fuerte demanda por madera de lenga desde la Patagonia Argentina, donde era considerada un bien de lujo (Otero, 2006). Esta perturbación podría favorecer las invasiones biológicas (Didham et al., 2007), sin embargo, interesantemente todas las especies de coleópteros colectadas en este estudio son nativas, sugiriendo que, a pesar de la perturbación en la isla, ello no ha implicado una colonización de especies exóticas. Algo similar ha sido observado en la fauna de coleópteros encontrada en otros paisajes altamente fragmentados en la zona central de Chile, donde el bosque templado se entremezcla con plantaciones de pino (*Pinus radiata*) (Grez et al., 2003; De la Vega y Grez, 2008; Fierro, 2017), con una representación muy baja o nula de especies exóticas de esta entomofauna, lo que sugiere que los bosques templados, incluyendo los de la Isla Navarino, ofrecen cierta resistencia a las invasiones.

Los bosques de coigüe y lenga se encuentran fuertemente asociados con turberas, principalmente en la zona insular de la Región. Especialmente, los bosques de coigüe y ñirre suelen rodear o acompañar a las turberas esfangosas dominadas por cojines laxos del musgo *Sphagnum magellanicum*. *Abropus carnifex*, el segundo carábido más representativo de las zonas de turberas Magallánicas (Jerez y Muñoz-Escobar, 2015), fue una de las especies más capturadas en los bosques. Además de *A. carnifex*, otras cinco especies colectadas, pero en menor abundancia que las anteriormente mencionadas, se asocian a turberas del páramo magallánico, número muy inferior a las 46 especies descritas por Jerez y Muñoz-Escobar (2015) para las turberas de la Isla Navarino. Estas especies son: *A. centromaculata*, *A. delfini*, *A. strumosus*, *Erichius femoralis* y *S. glacialis*. *Aegorhinus delfini* también se asocia a *N. pumilio* (Elgueta y Marvaldi, 2006). El menor número de especies encontrado en este estudio probablemente se deba a que la superficie de turberas muestreadas correspondió sólo al 8,6% del total del área muestreada. Otra especie asociada al bosque de lenga es *M. magellanicus*, cuyas larvas son comunes de encontrar bajo la corteza de estos árboles (Zúñiga-Reinoso, 2013). La mayoría de las especies de coleópteros saproxílicos se asocian a bosques maduros, con árboles en estado avanzado de descomposición (Rojas et al., 2010; Zúñiga-Reinoso, 2013). A pesar que *M. magellanicus* es la especie de cerambícido más frecuente de encontrar en la isla (Zúñiga-Reinoso, 2013), en el presente estudio sólo se capturaron dos individuos, probablemente debido al bajo porcentaje de bosque maduro de lenga en el área (11,2%).

Se colectaron dos individuos del género *Gnathotrupes*, el que ha sido descrito como agente de daño biótico en América central y Sudamérica. Este género afecta a los bosques de

Nothofagus de la zona central del país hasta la Región de Magallanes, el que puede incluso causar la muerte del árbol (MINAGRI, 2008). Sin embargo, el bajo número colectado, a pesar de la dominancia de los bosques maduros de coigüe y lenga en la zona, sugiere que no existe riesgo de infestación por este insecto en el área de estudio. Ellos, si no alcanzan niveles de plaga, al igual que otras especies de coleópteros saproxílicos, pueden contribuir al proceso natural de aceleración de la descomposición de la madera de los árboles, proceso ecológico importante para la biodiversidad de hongos, invertebrados y vertebrados de la isla, dado que su función consiste en el retorno de los nutrientes que se almacenan en los tejidos muertos al suelo (Stokland et al., 2012; Ulyshen y Wanger, 2013).

En este estudio se detectó una asociación significativa entre la heterogeneidad composicional del paisaje (índice de diversidad de Simpson) y el área de bosque de coigüe, a ambas escalas espaciales, con la abundancia de los coleópteros. Si bien la variabilidad explicada no es muy alta (30%), esta se aproxima a los valores obtenidos en otros estudios que relacionan características del paisaje con la abundancia y riqueza de coleópteros u otro grupo de insectos (Rossi y Halder, 2009; Grez et al., 2014a; Grez et al., 2014b; Woltz y Landis, 2014). Más precisamente, la cantidad de bosque de coigüe se relacionó positivamente con la abundancia de coleópteros, mientras que la heterogeneidad composicional incidió en ella de forma negativa. Esto sugiere que a los coleópteros de la isla les es beneficioso mantener grandes extensiones de bosque continuo de coigüe y no un bosque fragmentado, que es más heterogéneo. Un bosque más pequeño podría no ser suficiente para los requerimientos mínimos de hábitat de una especie. Por esto, es importante conservar los bosques de la isla, de manera que estos mantengan extensiones suficientes para albergar números de individuos que mantengan la especie y favorecer el funcionamiento de procesos naturales de los ecosistemas (Turner et al., 2001; Fahrig, 2003).

Los resultados obtenidos en este estudio, que indican la existencia de una relación positiva entre la abundancia de coleópteros y la cantidad de bosque maduro, coinciden con lo planteado en diversas investigaciones. Esto sucede, también en coleópteros de estiércol en bosques tropicales de México (Arellano et al., 2008; Sánchez de Jesús et al., 2016); en bosques tropicales semidecuidos de Venezuela (Larsen et al., 2008) y en bosques tropicales en general (Nichols et al., 2007), así como también en coleópteros saproxílicos en los bosques maduros de la península escandinava (Olsson et al., 2012). La relación positiva entre la composición y la abundancia de coleópteros se puede explicar por el hecho de que mientras más grande el parche de bosque, este puede sostener una mayor oferta de microhábitats, refugios y recursos, por lo tanto, presentan mayor capacidad de carga para la entomofauna (Arellano et al., 2008).

Diversos estudios han observado que los efectos sobre la abundancia pueden ser especie-específicos. Por ejemplo, en un bosque boreal de Canadá la respuesta de coleópteros cerambícidos saproxílicos a la pérdida de hábitat a distintas escalas espaciales (40-2000m) varió según especie (Saint-Germain y Drapeau, 2011). En este estudio, la abundancia de la especie más común, *Anthophylax attenuatus*, no fue afectada por la pérdida de hábitat a ninguna escala espacial, en tanto la de la segunda especie más común, *Bellamira scalaris*,

fue afectada negativamente a una escala de 1200 m, mientras que la de la tercera especie más abundante, *Trachysida mutabilis*, fue afectada negativamente por la pérdida a 2000 m. En el presente estudio no fue posible un análisis a nivel de especie, dado que ninguna población de coleópteros fue muy abundante.

Por otra parte, la relación negativa entre la heterogeneidad composicional del paisaje y la abundancia de coleópteros demostrada en esta investigación coincide con los resultados de un meta-análisis realizado por Nichols et al. (2007) para coleópteros estiercoleros. Sin embargo, pocos trabajos en bosques distinguen entre heterogeneidad composicional y configuracional (McElhinny et al., 2005), lo que dificulta la comparación de los resultados de esta investigación con otros. Hacer la diferencia entre los dos tipos de heterogeneidad tiene real importancia, ya que, como se pudo apreciar en este estudio, la heterogeneidad configuracional y composicional no necesariamente influyen en las variables abundancia y riqueza de igual manera. La falta de efectos de la heterogeneidad configuracional sobre la abundancia de coleópteros de la Isla Navarino tal vez se deba a la baja variabilidad en este tipo de heterogeneidad entre los paisajes estudiados, sumado a los bajos valores de abundancia de insectos. Sin embargo, dado que investigadores han encontrado efectos a mayores escalas (i.e., escala regional, Nichols et al., 2007), no se descarta la posibilidad de encontrar estos efectos a escalas mayores a las usadas en el presente estudio.

Por otra parte, la composición y heterogeneidad del paisaje no tuvieron efectos sobre la riqueza de coleópteros. Esto posiblemente se deba al número relativamente bajo de especies colectadas en todos los paisajes y a la poca variabilidad de algunas métricas de paisaje. Estos resultados difieren de lo encontrado en otros estudios, en los que se ha observado que la riqueza de especies de coleópteros es afectada por el área de cobertura del paisaje, existiendo una relación positiva entre ambas variables (Nichols et al., 2007; Larsen et al., 2008; Olsson et al., 2012; Sánchez de Jesús et al., 2016). También se ha visto una relación con la heterogeneidad composicional y configuracional a diferentes escalas espaciales. Por ejemplo, Janssen et al. (2009) encontraron que la riqueza de coleópteros voladores en un bosque maduro boreal de Québec, colectados con trampas de intercepción de vuelo (como en el presente estudio), se relacionaba positivamente con la heterogeneidad composicional del paisaje a una escala local de 11,3 m y a una escala de 400 m, y negativamente con la heterogeneidad configuracional. Para este mismo grupo de coleópteros, Schiegg (2000) observó una relación positiva entre la heterogeneidad del paisaje y la riqueza de especies a una escala de 150 m, aunque esta relación no fue significativa para otras escalas (50 y 200 m), y da Silva et al. (2010) observaron una relación negativa entre la heterogeneidad del paisaje y la riqueza de coleópteros estiercoleros. Estos y otros ejemplos muestran que el efecto de la heterogeneidad del paisaje para un grupo de especies puede variar con la escala espacial (Tews et al., 2004), por lo que la falta de efectos significativos de la heterogeneidad del paisaje en la riqueza de especies de coleópteros de Isla Navarino a escala de 100 y 400 m no descarta la posibilidad que ésta pudiese ocurrir a otras escalas espaciales, similar a lo sugerido con la heterogeneidad configuracional y la abundancia de este grupo de insectos.

En resumen, en esta tesis se ha evidenciado que la abundancia de la fauna de coleópteros en

los bosques subantárticos de la Isla Navarino sufre cambios según la extensión y heterogeneidad de los bosques maduros. Esto sugiere que bosques maduros de grandes extensiones y poco heterogéneos en la isla son un importante reservorio de coleópteros nativos y por lo tanto deben ser conservados. Para lograr esto, se sugiere la implementación de planes de manejo tanto en terrenos público como privados que apunten a conservar estos bosques.

CONCLUSIONES

Si bien la entomofauna descrita para la isla no es nueva ni exclusiva, este estudio amplía el conocimiento de las especies presentes, junto con ampliar la distribución para una de ellas. Por otra parte, pese a que un gran porcentaje del área muestreada corresponde a bosques nativos en estado de renoval, un aún mayor porcentaje que representa las extensiones de bosque nativo maduro, revelan la existencia de una condición favorable para los procesos ecológicos y biodiversidad de la isla.

También se concluye que la abundancia de coleópteros en los bosques subantárticos de la Isla Navarino es afectada por la composición y la heterogeneidad composicional del paisaje tanto a una escala local como una escala de paisaje, no así por la heterogeneidad configuracional. Sin embargo, la riqueza de los coleópteros de la Isla, no es afectada por ninguna de las características del paisaje muestreadas (composición, heterogeneidad configuracional y composicional) a las escalas espaciales estudiadas.

Por último, los resultados demuestran la necesidad de conservar grandes extensiones de bosque maduro para la conservación de poblaciones más abundantes de coleópteros.

BIBLIOGRAFÍA

- Arias, E. 2000. Coleópteros de Chile. Santiago: Fototeknica. 209p.
- Arellano, L.; J. León-Cortés and G. Halfpeter. 2008. Response dung beetle assemblages to landscape structure in remnant natural and modified habitats in southern Mexico. *Insect Conserv Divers* 1:253–262.
- Arroyo, M.; P. Pliscoff and M. Mihoc. 2005. The Magellanic moorland. pp.424-445. In: Fraser, L. y P. Keddy. (Eds.). The world's largest wetlands, ecology and conservation. Inglaterra: Cambridge University Press. 500p.
- Bertrand, C.; F. Burel y J. Baudy. 2016, feb. Spatial and temporal heterogeneity of the crop mosaic influences carabid beetles in agricultural landscapes. *Landscape Ecology*, 31(2): 451-466.
- Carrascal, L.; Galvan, I. and O. Gordo. 2009, ene. Partial least squares regression as an alternative to current regression methods used in ecology. *Oikos*, 118: 681–690.
- Chuvieco, E. 2002. Teledetección ambiental, la observación de la Tierra desde el espacio. Barcelona: Ariel Ciencia. 586p.
- Cushman, S.; McGarigal, K. and Neel, M. 2008, sep. Parsimony in landscape metrics: strength, universality, and consistency. *Ecological Indicators*, 8: 691-703.
- Da Silva, R.; S. Diniz y F. Vaz-de-Mello. 2010, dic. Heterogeneidade do habitat, riqueza e estrutura da assembléia de besouros rola-bostas (Scarabaeidae: Scarabaeinae) em áreas de cerrado na Chapada dos Parecis, MT. *Neotropical Entomology*, 39(6):934-940
- De la Vega, X. y A. Grez. 2008, jun. Composición, riqueza de especies y abundancia de insectos defoliadores de actividad nocturna asociados a *Aristotelia chilensis* (maqui) en el bosque maulino fragmentado. *Revista Chilena de Historia Natural*, 81: 221-238.
- Didham, R. 1997. An overview of invertebrate responses to forest fragmentation. pp.303-320. In: Watt, A.; N. E. Stork y M. Hunter. (Eds.). Forests and insects. London: Chapman & Hall. 419p.
- Didham, R.; J. Ghazoul; N. Storky and A. Davis. 1996, jun. Insects in fragmented forests: a functional approach. *Trends in Ecology and Evolution*, 11:255-260.
- Didham, R.; J. Tylianakis; N. Gemmill; T. Rand and R. Ewers. 2007, sep. Interactive effects of habitat modification and species invasion on native species decline. *Trends in Ecology and Evolution*, 22(9):489-496.

- Do, Y. y G. Joo. 2015, nov. Heterogeneity from increasing crop types: effect on carabid beetles. *Entomological Research*, 45(6): 314-322.
- Donoso, C. 2015. Estructura y dinámica de los bosques del cono sur de América. Santiago: UMayor y OTERRA. 406p.
- Elgueta, M. 2000a. Coleoptera de Chile. (pp.145-154). En: Martín, F.; J. Morrone y A. Melic. (Eds.). Hacia un proyecto ciencia y tecnología para el desarrollo (CYTED) para el inventario y estimación de la diversidad entomológica en Iberoamérica. PRIBES-2000. Zaragoza: Sociedad Entomológica Aragonesa (SEA). 326p.
- Elgueta, M. 2000b. Dos especies nuevas de "Aegorhinus": (Coleoptera: Curculionidae: Aterpini) de Chile. *Acta Entomológica Chilena*, 24:7-18.
- Elgueta, M.; G. Flores y S. Roig-Junent. 2013, dic. Algunos coleópteros (Coleoptera: Carabidae, Promecheilidae) de Islas Diego Ramírez (56°32'S; 68°43'W), Región de Magallanes. *Anales Instituto Patagonia (Chile)*, 41(1):141-146.
- Elgueta, M. y A. Marvaldi. 2006, dic. Lista sistemática de las especies de curculionoidea (Insecta: Coleoptera) presentes en Chile, con su sinonimia. (Bol. N°55), Museo Nacional de Historia Natural. Santiago, Chile: Museo Nacional de Historia Natural. 156p.
- Fahrig, L. 2003, ago. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 34: 487-515.
- Fahrig, L.; J. Baudry; L. Brotons; F. Burel; T. Crist; R. Fuller et al. 2011, feb. Functional landscape heterogeneity and animal biodiversity in agricultural landscapes. *Ecology Letters*, 14:101-112.
- Fierro, A. 2017. Heterogeneidad funcional del paisaje y la biodiversidad de coleópteros saproxílicos en paisajes del bosque Maulino fragmentado. Memoria Doctorado en Ciencias con mención en Ecología y Biología Evolutiva. Santiago, Chile: Facultad de Ciencias, Universidad de Chile. 157h.
- Foley, J.; R. DeFries; G. Asner; C. Barford; G. Bonan; S. Carpenter et al. 2005, jul. Global consequences of land use. *Science*, 309(5734):570-574.
- Gonthier, D.; K. Ennis; S. Farinas; H. Hsieh; A. Iverson; P. Batáry et al. 2014, Ago. Biodiversity conservation in agriculture requires a multi-scale approach. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 281:1-8.
- Graham, E.; R. Mitchell; P. Reagel; J. Barbour; J. Millar and L. Hanks. 2010, jun. Treating panel traps with a fluoropolymer enhances their efficiency in capturing cerambycid beetles. *Journal of Economic Entomology*, 103(3):641-647.

Gressitt, J y N. Weber. 1959, dic. Bibliographic introduction to Antarctic and Subantarctic entomology. *Pacific Insects*, 1(4):441-480.

Gressitt, J. L. and Pryor, M. E. 1961. Supplement to "bibliographic introduction to Antarctic and Subantarctic entomology". *Pacific Insects*, 1(4):563-567.

Gressitt, J. 1970, sep. Subantarctic entomology and biogeography. *Pacific Insects*, monografía 23:295-374.

Grez, A.; P. Moreno y M. Elgueta. 2003. Coleópteros (Insecta: Coleoptera) epigeos asociados al bosque Maulino y plantaciones de pino aldeañas. *Revista Chilena de Entomología*, 29:9-18.

Grez, A; T. Zaviezo; J. Hernández; A. Rodríguez-San Pedro and P. Acuña. 2014a. The heterogeneity and composition of agricultural landscapes influence native and exotic coccinellids in alfalfa fields. *Agricultural and Forest Entomology*, 16:382-390.

Grez, A.; T. Zaviezo and M. Gardiner. 2014b. Local predator composition and landscape affects biological control of aphids in alfalfa fields. *Biological control*, 76:1-9.

Holland, J.; D. Bert and L. Fahrig. 2004, mar. Determining the spatial scale of species' response to habitat. *Bioscience*, 54(3):229-235.

Janssen, P.; D. Fortin and C. Hébert. 2009, jun. Beetle diversity in a matrix of old-growth boreal forest: influence of habitat heterogeneity at multiple scales. *Ecography*, 32(3):423-432.

Jerez, V. y C. Muñoz-Escobar. 2015. Coleópteros y otros insectos asociados a turberas del páramo magallánico en la Región de Magallanes, Chile. (cap. 7, pp.199-224). En: Domínguez, E. y Vega, D. (Eds.). Funciones y servicios ecosistémicos de las turberas en Magallanes. Punta Arenas, Chile: Instituto de Investigaciones Agropecuarias (INIA), Centro Regional de Investigación Kampenaike. 334 pp. (Colección libros INIA N°33)

Johansson, M. and C. Nilsson. 2002, dic. Responses of riparian plants to flooding in free-flowing and regulated boreal rivers: an experimental study. *Journal of Applied Ecology*, 39:971-986.

Larsen, T.; A. Lopera and A. Forsyth. 2008, oct. Understanding trait-dependent community disassembly: Dung Beetles, Density Functions, and Forest Fragmentation. *Conservation Biology*, 22(5):1288-1298.

McElhinny, C.; P. Gibbons; C. Brack and J. Bauhus. 2005, oct. Forest and woodland stand structural complexity: its definition and measurement. *Forest Ecology and Management*, 18:1-24.

- Maleque, M; H. Ishii and K. Maeto. 2006, may. The use of arthropods as indicators of ecosystem integrity in forest management. *Journal of Science and Technology for Forest Products and Processes*, 104(3):113-117.
- McGarigal, K. and B. Marks. 1995. FRAGSTATS: spatial pattern analysis program for quantifying landscape structure. Oregon, Estados Unidos: General Technical Report PNW-GTR-351, U.S. Department of agriculture, Pacific Northwest Research Station. 122p.
- McGarigal, K. and A. Cushman. 2002, abr. Comparative evaluation of experimental approaches to the study of habitat fragmentation effects. *Ecological Applications*, 12(2):335-345.
- McIntosh, R; P. Katinic; J. Allison; J. Borden and D. Downey. 2001, may. Comparative efficacy of five types of trap for woodborers in the Cerambycidae, Buprestidae and Siricidae. *Agricultural and Forest Entomology*, 3:113-120.
- MINAGRI (Ministerio de Agricultura). 2008. Manual de Plagas y Enfermedades del Bosque Nativo en Chile. Roma: FAO (Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación). 228p.
- New, T. 2007. Beetles and conservation. *Journal of Insect Conservation*, 11:1-4.
- Nichols, E.; T. Larsen; S. Spector; A. Davis; F. Escobar; M. Fávila et al. 2007, jun. Global dung beetle response to tropical forest modification and fragmentation: A quantitative literature review and meta-analysis. *Biological Conservation*, 137:1-19.
- Ojeda, V. 2004, mar. Breeding biology and social behaviour of Magellanic Woodpeckers (*Campephilus magellanicus*) in Argentine Patagonia. *European Journal of Wildlife Research*, 50:18-24.
- Økland, B.; A. Bakke; S. Hagvar y T. Kvamme. 1996, ene. What factors influence the diversity of saproxylic beetles? A multiscaled study from a spruce forest in southern Norway. *Biodiversity Conservation*, 5:75-100.
- Olsson, J.; T. Johansson; B. Jonsson; J. Hjältén; M. Edman and L. Ericson. 2012, dic. Landscape and substrate properties affect species richness and community composition of saproxylic beetles. *Forest Ecology and Management*, 286:108–120.
- Otero, L. 2006. La huella del fuego: historia de los bosques nativos: poblamientos y cambios en el paisaje del sur de Chile. Santiago: Pehuén. 175p.
- Peña, L. 1986. Introducción a los insectos de Chile. Santiago: Editorial Universitaria. 253p.
- Pimm, S. and P. Raven. 2000, feb. Biodiversity: extinction by numbers. *Nature*, 403:843-

845.

Rojas, E.; D. Lanfranco y C. Ruiz. 2010. Barrenadores de Xilema. (cap. 7, pp.141-155). En: Lanfranco L. y C. Ruiz. (Eds.). *Entomología Forestal en Chile*. Valdivia, Chile: Imprenta América. 485p.

Rossi, J and V. Halder. 2009, mar. Towards indicators of butterfly biodiversity based on a multiscale landscape description. *Ecological indicators*, 10(2):452–458.

Rozzi, R.; F. Massardo; A. Berghöfer; C. Anderson; A. Mansilla; M. Mansilla et al. 2006, nov. Reserva de Biosfera Cabo de Hornos: Documento de base para la incorporación del territorio insular del Cabo de Hornos a la red mundial de reservas de biosfera. *Magallania*, 34(2):135-140.

Saint-Germain, M. and P. Drapeau. 2011, abr. Response of saprophagous wood-boring beetles (Coleoptera: Cerambycidae) to severe habitat loss due to logging in an aspen-dominated boreal landscape. *Landscape Ecology*, 26:573–586.

Sala, O.; F. Chapin; J. Armesto; E. Berlow; J. Bloomfield; R. Dirzo et al. 2000, mar. Global biodiversity scenarios for the year 2100. *Science*, 287:1770-1774.

Sánchez de Jesús, H.; V. Arroyo-Rodríguez; E. Andresen and F. Escobar. 2016. Forest loss and matrix composition are the major drivers shaping dung beetle assemblages in a fragmented rainforest. *Landscape Ecology*, 31(4):843-854.

Schiegg, K. 2000. Effects of dead wood volume and connectivity on saproxylic insect species diversity. *Écoscience*, 7(3):290-298.

Siiitonen, J. 2001. Forest management, coarse woody debris and saproxylic organisms: Fennos -canadian boreal forest as an example. *Ecological Bulletins*, 49:11-41.

Solervicens, J. 1995. Consideraciones generales sobre los insectos, el estado del conocimiento y las colecciones. (pp.198-210). En: Simonetti, J.; M. Arroyo; A. Spotorno y E. Losada. (Eds.). *Diversidad biológica de Chile*. Santiago: Comisión Nacional de Ciencia y Tecnología.

Soto, G.; C. Pérez-Hernández; I. Hahn; A. Rodewald and P. Vergara. 2017, mar. Tree senescence as a direct measure of hábitat quality: linking red-edge vegetation indices to space use by Magellanic woodpeckers. Submitted to *Remote Sensing of Environment*.

Stokland, J.; J. Siitonen, and B. Jonsson. 2012. *Biodiversity in Dead Wood*. Cambridge: Cambridge University Press. 498p.

Tenenhaus, M.; J. Pages; L. Ambroisine y C. Guinot. 2005, jun. PLS methodology to study relationships between hedonic judgments and products characteristics. *Food Quality*

and Preference, 16:315-325.

Toro, H.; E. Chiappa y C. Tobar. 2003. *Biología de insectos*. Valparaíso, Chile: Ediciones Universitarias de Valparaíso. 42p.

Turner, M.; R. Gardner and R. O'Neill. 2001. *Landscape Ecology in Theory and Practice*. New York: Springer. 417p.

Tews, J.; U. Brose; V. Grimm; K. Tielbörger; M. Wichmann; M. Schwager et al. 2004, ene. Animal species diversity driven by habitat heterogeneity/diversity: the importance of keystone structures. *Journal of Biogeography*, 31:79-92.

Ulyshen, M. and T. Wagner. 2013, abr. Quantifying arthropod contributions to wood decay. *Methods in Ecology and Evolution*, 4:345–352.

Udipi, T. and C. Comp. 2010. Radiometric use of WorldView-2 imagery, technical note, revision 1. Colorado, USA: Digital Globe. 16p.

Vergara, P. and R. Schlatter. 2004, oct. Magellanic woodpecker (*Campephilus magellanicus*) abundance and foraging in Tierra del Fuego, Chile. *Journal of Ornithology*, 145:343–351.

Whitefield, J. and A. Purcell. 2012. *Daly and Doyen's introduction to insect biology and diversity*. Oxford: Oxford University Press. 734p.

Wold, S.; M. Sjostrom and L. Eriksson. 2001. PLS-regression: a basic tool of chemometrics. *Chemometrics and Intelligent Laboratory Systems*, 58:109–130.

Woltz, J. and D. Landis. 2014, nov. Coccinellid response to landscape composition and configuration. *Agricultural and Forest Entomology*, 16:341-349.

Yañes, G. y M. Morón. 2010, abr. Fauna de coleópteros Scarabaeoidea de Santo Domingo Huehutlán, Puebla, México. Su potencial como indicadores ecológicos. *Acta Zoológica Mexicana*, 26(1):123-145.

Zaviezo, T.; A. Grez; C. Estades y A. Pérez. 2006, dic. Effects of habitat loss, habitat fragmentation and isolation on the density, species richness and distribution of ladybeetles in manipulated alfalfa landscapes. *Ecological Entomology*, 31:646-656.

Zúñiga-Reinoso, A. 2011. Los coccinélidos (Coleoptera: Coccinellidae) de la Región de Magallanes: Nuevos registros y distribución regional. *Anales Instituto Patagonia*, 39(1):59-71.

Zúñiga-Reinoso, A. 2013. Revisión de los Cerambycidae (Coleoptera) de la Región de Magallanes: lista ilustrada. *Anales Instituto Patagonia*, 41(1):53-59.

APÉNDICES

Apéndice 1

Composición de cada paisaje en ha, para las escalas de 100 y de 400 m. BNa= bosque de ñirre, BNb= bosque de coigüe, BNp=bosque de lenga, Herb=herbazal, RNb=renoval de coigüe, RNp=renoval de lenga, SD= suelo desnudo, Turb=turbera, Urb=urbano, I_S=índice de Simpson, MSI= promedio del índice de forma, ED=densidad de borde, MPS=promedio del tamaño de parche.

ID_100	Área (ha)												I_S	MSI	ED	MPS
	Agua	Bna	BNb	BNp	Herb	Mato	Nieve	RNB	RNp	SD	Turb	Urb				
1	0,00	0,52	1,39	0,21	0,18	0,15	0,00	0,08	0,44	0,06	0,01	0,00	1,37	1,37	4674,18	0,01
2	0,00	0,02	1,68	0,38	0,00	0,00	0,00	0,14	0,67	0,00	0,00	0,00	1,03	1,41	4920,41	0,01
3	0,00	0,04	2,41	0,14	0,00	0,00	0,00	0,09	0,36	0,00	0,00	0,01	0,50	1,33	3479,99	0,01
4	0,00	0,21	0,26	0,26	0,00	1,04	0,00	0,06	1,20	0,00	0,00	0,00	1,29	1,32	3992,42	0,01
5	0,00	0,11	0,79	0,46	0,00	0,00	0,15	0,04	1,59	0,00	0,00	0,00	1,06	1,34	5475,23	0,01
6	0,00	0,07	2,00	0,16	0,00	0,01	0,00	0,21	0,56	0,00	0,00	0,01	0,80	1,35	4628,53	0,01
7	0,00	0,58	0,53	0,40	0,02	0,08	0,00	0,04	1,22	0,00	0,01	0,00	1,44	1,37	6310,72	0,00
8	0,00	0,13	1,05	0,04	0,01	0,35	0,00	0,33	0,91	0,00	0,00	0,09	1,48	1,39	5248,32	0,01
9	0,00	0,43	0,43	0,30	0,01	0,31	0,00	0,10	1,48	0,00	0,01	0,01	1,28	1,38	4502,16	0,01
10	0,00	0,24	1,49	0,19	0,00	0,15	0,00	0,48	0,54	0,00	0,01	0,02	1,24	1,40	4563,67	0,01
11	0,00	0,48	1,46	0,17	0,00	0,08	0,00	0,10	0,14	0,10	0,57	0,00	1,27	1,36	3777,51	0,01
12	0,00	0,16	2,37	0,28	0,00	0,01	0,00	0,08	0,15	0,00	0,00	0,00	0,54	1,35	4065,91	0,01
13	0,00	0,02	1,25	0,09	0,00	0,00	0,00	0,16	1,42	0,00	0,00	0,00	0,99	1,36	4061,15	0,01
14	0,00	0,91	1,73	0,10	0,00	0,06	0,00	0,03	0,12	0,05	0,09	0,01	0,93	1,35	3694,00	0,01

(Continúa)

Apéndice 1 (continuación).

ID_100	Área (ha)												L_S	MSI	ED	MPS
	Agua	Bna	BNb	BNp	Herb	Mato	Nieve	RNB	RNp	SD	Turb	Urb				
15	0,00	3,63	45,87	5,03	0,13	0,99	0,00	6,46	6,56	0,33	9,75	0,24	-0,06	1,35	3063,71	0,01
16	2,05	5,08	22,99	3,24	1,20	2,14	0,00	2,09	4,75	3,02	0,42	2,65	1,41	1,36	3568,93	0,01
17	0,08	12,65	10,11	4,97	0,11	4,67	0,00	0,41	5,10	7,19	7,44	1,74	1,73	1,36	3603,99	0,01
18	0,01	11,20	10,32	4,76	0,06	3,16	0,00	1,19	9,41	2,09	6,03	1,29	1,84	1,37	4764,02	0,01
19	0,16	8,91	1,67	3,99	0,21	2,93	0,00	0,12	9,25	2,61	21,73	1,33	1,31	1,37	3133,05	0,01
20	0,05	5,53	8,83	3,94	0,27	2,36	0,00	0,89	17,72	3,54	10,44	0,34	1,44	1,36	3837,62	0,01
21	0,93	6,28	5,68	2,87	0,11	2,89	0,00	0,56	16,98	2,04	9,35	1,17	1,66	1,35	4353,35	0,01
22	0,00	0,87	3,43	0,86	1,73	12,85	3,03	2,57	14,13	5,08	0,09	3,62	1,75	1,33	3652,96	0,01
23	20,18	3,18	3,27	2,22	3,32	9,57	0,00	0,19	2,25	2,62	0,22	2,78	1,51	1,36	2786,97	0,01
24	2,62	5,29	18,24	2,49	2,31	4,83	0,00	0,25	2,91	7,78	0,44	2,27	1,67	1,35	3315,82	0,01
25	0,11	8,36	3,67	3,67	0,84	3,71	0,04	0,46	10,46	3,41	6,46	5,51	2,06	1,36	5291,29	0,01
26	0,03	6,87	14,38	4,29	0,34	1,02	0,01	2,63	8,48	2,13	2,39	4,96	1,85	1,36	5290,56	0,01
27	0,22	2,51	0,43	0,96	0,04	2,12	0,00	0,00	11,38	6,52	22,62	2,44	1,27	1,34	2931,34	0,01
28	0,26	7,82	10,82	1,70	0,12	3,78	0,00	2,14	9,75	1,05	7,50	2,15	1,93	1,36	5422,51	0,01
29	0,01	5,31	22,58	1,19	0,15	1,75	0,00	2,17	13,28	0,60	5,99	1,03	1,13	1,34	4090,95	0,01
30	0,00	11,00	16,53	9,33	0,15	1,39	0,00	0,41	16,59	0,03	0,09	0,30	1,20	1,37	3998,37	0,01
31	0,03	5,00	10,08	2,28	1,54	13,28	1,00	0,65	3,85	2,90	0,31	8,27	1,83	1,35	4113,36	0,01
32	17,01	3,04	4,45	1,93	2,90	6,94	0,15	0,52	3,18	3,60	0,26	4,69	1,78	1,35	3492,48	0,01
33	0,16	13,43	10,23	7,17	0,49	5,08	0,00	0,42	8,18	4,14	8,20	2,35	1,57	1,38	5685,90	0,01
34	4,45	7,87	6,78	3,83	0,90	3,06	0,00	0,57	10,06	5,74	3,75	7,39	1,94	1,38	5685,90	0,01
35	11,22	7,38	3,21	4,87	1,67	4,43	0,02	0,12	8,01	1,75	2,19	5,81	1,96	1,37	6337,43	0,00

(Continúa)

Apéndice 1 (continuación).

ID_100	Área (ha)												L_S	MSI	ED	MPS
	Agua	Bna	BNb	BNp	Herb	Mato	Nieve	RNB	RNp	SD	Turb	Urb				
35	0,00	0,47	0,97	0,36	0,01	0,09	0,00	0,03	0,79	0,06	0,02	0,01	1,58	1,36	6063,69	0,00
36	0,00	0,20	0,56	0,08	0,03	0,15	0,00	0,54	0,88	0,31	0,11	0,07	1,81	1,39	5944,09	0,01
37	0,05	0,49	0,01	0,01	0,00	0,48	0,00	0,00	0,19	0,04	0,17	0,46	1,47	1,40	3885,25	0,01
38	0,00	0,28	1,00	0,62	0,01	0,05	0,00	0,04	1,06	0,00	0,00	0,01	1,33	1,41	5712,65	0,01
39	0,00	0,89	0,58	0,43	0,00	0,25	0,00	0,00	0,28	0,00	0,03	0,60	1,68	1,39	5323,09	0,01
40	0,00	0,10	0,15	0,02	0,00	0,00	0,00	0,00	0,44	0,00	0,03	0,32	0,75	1,36	2299,05	0,02
41	0,00	0,63	0,99	0,11	0,03	0,18	0,00	0,11	0,52	0,08	0,26	0,15	1,69	1,38	6052,01	0,01
42	0,00	0,51	0,53	0,07	0,07	0,71	0,00	0,05	0,36	0,38	0,14	0,03	1,93	1,38	5886,12	0,01
43	0,00	0,54	0,27	0,56	0,00	0,50	0,00	0,00	0,70	0,02	0,30	0,19	1,85	1,43	4520,31	0,01
44	0,00	0,66	1,04	0,17	0,02	0,07	0,00	0,03	0,33	0,04	0,01	0,09	1,53	1,39	3796,67	0,01
45	0,00	1,51	0,42	0,63	0,02	0,21	0,00	0,00	0,18	0,01	0,04	0,08	1,21	1,37	5326,25	0,01
46	0,00	0,44	0,91	0,09	0,01	0,41	0,00	0,00	0,04	0,48	0,52	0,16	1,74	1,40	3873,54	0,01
47	0,00	1,58	0,02	0,20	0,03	0,42	0,00	0,00	0,38	0,02	0,03	0,25	1,20	1,38	4624,53	0,01
ID_400																
1	16,61	2,27	2,11	0,80	3,03	3,75	0,01	0,12	1,40	12,75	1,62	5,21	1,61	1,34	2156,20	0,02
2	0,11	2,70	23,81	6,92	0,02	0,24	0,00	1,20	11,65	0,23	0,18	0,56	1,13	1,37	4691,15	0,01
3	0,00	1,03	43,26	1,83	0,02	0,08	0,00	2,93	15,79	0,00	0,03	0,08	0,15	1,33	3665,69	0,01
4	0,00	6,00	7,02	5,96	0,12	5,60	0,00	0,88	23,71	0,01	0,04	0,04	1,26	1,37	4184,19	0,01
5	0,01	2,71	17,91	7,07	0,02	0,13	0,00	1,26	17,79	0,11	0,05	0,27	1,28	1,36	5208,75	0,01
34	4,45	7,87	6,78	3,83	0,90	3,06	0,00	0,57	10,06	5,74	3,75	7,39	1,94	1,38	5685,90	0,01
35	11,22	7,38	3,21	4,87	1,67	4,43	0,02	0,12	8,01	1,75	2,19	5,81	1,96	1,37	6337,43	0,00

(Continúa)

Apéndice 1 (continuación).

ID_400	Área (ha)												L_S	MSI	ED	MPS
	Agua	Bna	BNb	BNp	Herb	Mato	Nieve	RNB	RNp	SD	Turb	Urb				
6	0,00	4,16	15,66	4,02	0,04	0,28	0,00	0,71	27,55	0,00	0,09	0,10	0,82	1,36	4542,73	0,01
7	0,00	9,20	6,68	5,94	0,15	2,53	0,00	0,90	21,72	0,11	0,20	0,02	1,35	1,36	4909,24	0,01
8	0,00	2,34	7,97	1,40	0,20	11,51	5,75	1,54	7,81	0,26	0,05	9,11	1,87	1,37	3763,46	0,01
9	0,00	7,30	12,51	4,53	0,26	8,54	0,00	1,94	12,29	0,21	0,26	1,43	1,70	1,36	4481,57	0,01
10	0,00	6,54	21,14	3,15	0,07	3,13	0,00	5,99	9,59	0,22	0,43	0,58	1,37	1,37	4007,84	0,01
11	0,00	6,74	15,89	5,43	0,12	1,15	0,00	1,50	7,17	0,75	11,78	0,36	1,56	1,37	4008,36	0,01
12	0,01	2,22	23,32	3,73	0,15	0,38	0,00	7,08	10,77	0,45	0,25	2,35	1,23	1,36	4269,41	0,01
13	0,09	3,37	13,81	1,93	0,08	1,37	0,00	0,73	11,77	1,19	11,13	1,91	1,65	1,34	4174,18	0,01
14	0,03	4,78	29,36	1,23	0,05	1,11	0,00	4,93	4,28	0,27	1,53	1,62	0,99	1,33	4133,05	0,01
15	0,00	3,63	45,87	5,03	0,13	0,99	0,00	6,46	6,56	0,33	9,75	0,24	-0,06	1,35	3063,71	0,01
16	2,05	5,08	22,99	3,24	1,20	2,14	0,00	2,09	4,75	3,02	0,42	2,65	1,41	1,36	3568,93	0,01
17	0,08	12,65	10,11	4,97	0,11	4,67	0,00	0,41	5,10	7,19	7,44	1,74	1,73	1,36	3603,99	0,01
18	0,01	11,20	10,32	4,76	0,06	3,16	0,00	1,19	9,41	2,09	6,03	1,29	1,84	1,37	4764,02	0,01
19	0,16	8,91	1,67	3,99	0,21	2,93	0,00	0,12	9,25	2,61	21,73	1,33	1,31	1,37	3133,05	0,01
20	0,05	5,53	8,83	3,94	0,27	2,36	0,00	0,89	17,72	3,54	10,44	0,34	1,44	1,36	3837,62	0,01
21	0,93	6,28	5,68	2,87	0,11	2,89	0,00	0,56	16,98	2,04	9,35	1,17	1,66	1,35	4353,35	0,01
22	0,00	0,87	3,43	0,86	1,73	12,85	3,03	2,57	14,13	5,08	0,09	3,62	1,75	1,33	3652,96	0,01
23	20,18	3,18	3,27	2,22	3,32	9,57	0,00	0,19	2,25	2,62	0,22	2,78	1,51	1,36	2786,97	0,01
24	2,62	5,29	18,24	2,49	2,31	4,83	0,00	0,25	2,91	7,78	0,44	2,27	1,67	1,35	3315,82	0,01
25	0,11	8,36	3,67	3,67	0,84	3,71	0,04	0,46	10,46	3,41	6,46	5,51	2,06	1,36	5291,29	0,01
26	0,03	6,87	14,38	4,29	0,34	1,02	0,01	2,63	8,48	2,13	2,39	4,96	1,85	1,36	5290,56	0,01

(Continúa)

Apéndice 1 (continuación).

ID_400	Área (ha)												L_S	MSI	ED	MPS
	Agua	Bna	BNb	BNp	Herb	Mato	Nieve	RNB	RNp	SD	Turb	Urb				
27	0,22	2,51	0,43	0,96	0,04	2,12	0,00	0,00	11,38	6,52	22,62	2,44	1,27	1,34	2931,34	0,01
28	0,26	7,82	10,82	1,70	0,12	3,78	0,00	2,14	9,75	1,05	7,50	2,15	1,93	1,36	5422,51	0,01
29	0,01	5,31	22,58	1,19	0,15	1,75	0,00	2,17	13,28	0,60	5,99	1,03	1,13	1,34	4090,95	0,01
30	0,00	11,00	16,53	9,33	0,15	1,39	0,00	0,41	16,59	0,03	0,09	0,30	1,20	1,37	3998,37	0,01
31	0,03	5,00	10,08	2,28	1,54	13,28	1,00	0,65	3,85	2,90	0,31	8,27	1,83	1,35	4113,36	0,01
32	17,01	3,04	4,45	1,93	2,90	6,94	0,15	0,52	3,18	3,60	0,26	4,69	1,78	1,35	3492,48	0,01
33	0,16	13,43	10,23	7,17	0,49	5,08	0,00	0,42	8,18	4,14	8,20	2,35	1,57	1,38	5685,90	0,01
34	4,45	7,87	6,78	3,83	0,90	3,06	0,00	0,57	10,06	5,74	3,75	7,39	1,94	1,38	5685,90	0,01
35	11,22	7,38	3,21	4,87	1,67	4,43	0,02	0,12	8,01	1,75	2,19	5,81	1,96	1,37	6337,43	0,00
36	0,01	5,85	5,62	3,10	0,55	8,76	0,00	1,34	14,29	7,68	2,25	3,10	1,70	1,34	4494,93	0,01
37	0,47	4,77	2,29	1,06	0,06	1,59	0,00	1,31	5,35	0,15	1,84	2,83	1,05	1,38	2428,19	0,01
38	0,00	9,00	15,88	8,47	0,24	1,27	0,08	0,64	13,60	0,03	0,10	0,27	1,45	1,37	4884,25	0,01
39	0,03	13,60	11,73	7,06	0,07	4,21	0,00	0,13	5,46	2,13	4,66	2,24	1,72	1,39	4508,53	0,01
40	2,94	4,03	6,22	1,11	0,04	0,52	0,00	0,21	7,83	0,08	1,02	6,71	1,35	1,37	2784,62	0,01
41	2,57	6,19	12,99	2,11	2,12	4,99	0,00	0,92	6,98	4,15	2,13	4,81	1,99	1,36	4337,68	0,01
42	0,01	7,59	6,11	1,63	1,90	11,41	0,00	0,24	3,45	4,61	3,24	0,86	1,87	1,37	3658,34	0,01
43	1,16	14,39	10,69	9,19	0,51	4,56	0,00	0,07	6,65	1,03	4,90	2,47	1,61	1,38	4042,30	0,01
44	2,68	6,55	7,59	2,58	0,56	6,43	0,00	0,06	3,27	1,75	7,74	4,76	2,16	1,37	3369,74	0,01
45	2,64	17,93	8,97	4,85	0,21	2,80	0,00	0,08	1,94	0,30	0,37	1,44	1,39	1,38	3037,58	0,01
46	12,11	6,71	11,44	4,54	0,25	3,22	0,00	0,05	2,00	1,43	1,77	2,35	1,92	1,37	3309,34	0,01
47	8,62	11,29	2,13	1,95	0,37	7,90	0,00	0,00	2,84	0,47	11,55	2,95	1,78	1,36	2688,76	0,01

Apéndice 2

Matriz de correlaciones de las variables con el componente t1. ED= densidad de borde, MSI= promedio del índice de forma y MPS= Promedio del tamaño de parches. (El asterisco indica los valores con carga mayor a 0,6).

Variable	t1	
	Escala local	Escala de paisaje
Agua	-0,435	-0,243
Bosque de coigüe	*0,761	*0,746
Bosque de lenga	-0,305	-0,074
Bosque de ñirre	-0,428	-0,385
Herbazal	-0,285	-0,379
Matorral	-0,307	-0,500
Nieve		0,170
Renoval de coigüe	0,159	0,592
Renoval de lenga	-0,336	0,091
Suelo desnudo	-0,186	-0,515
Turbera	-0,186	-0,234
Urbano	-0,047	-0,196
Índice de Simpson	*-0,773	*-0,716
ED	-0,526	-0,210
MPS	0,496	0,159
MSI	-0,226	-0,160