

UNIVERSIDAD DE CHILE
FACULTAD DE CIENCIAS AGRONÓMICAS
ESCUELA DE PREGRADO

Memoria de Título

**COMPARACIÓN DE LOS ENSAMBLES DE COLEÓPTEROS EPÍGEOS
EN EL BOSQUE MAULINO, PLANTACIONES DE PINO ADULTO Y
PLANTACIONES DE PINO JÓVENES POSTERIORES A LA TALA
RASA CON Y SIN SOTOBOSQUE**

CAROLINA LAURA MANSILLA HERNANDEZ

Santiago, Chile

2017

UNIVERSIDAD DE CHILE
FACULTAD DE CIENCIAS AGRONÓMICAS
ESCUELA DE PREGRADO

Memoria de Título

COMPARACIÓN DE LOS ENSAMBLES DE COLEÓPTEROS EPÍGEOS
EN EL BOSQUE MAULINO, PLANTACIONES DE PINO ADULTO Y
PLANTACIONES DE PINO JÓVENES POSTERIORES A LA TALA RASA
CON Y SIN SOTOBOSQUE

COMPARISON OF EPIGEAL COLEOPTERA IN THE MAULINO FOREST,
ADULT PINE PLANTATIONS AND YOUNG PINE PLANTATIONS
AFTER CLEAR-CUTTING WITH AND WITHOUT UNDERSTORY

CAROLINA LAURA MANSILLA HERNANDEZ

Santiago, Chile

2017

UNIVERSIDAD DE CHILE
FACULTAD DE CIENCIAS AGRONÓMICAS
ESCUELA DE PREGRADO

Memoria de Título

COMPARACIÓN DE LOS ENSAMBLES DE COLEÓPTEROS EPÍGEOS EN EL
BOSQUE MAULINO, PLANTACIONES DE PINO ADULTO Y PLANTACIONES
DE PINO JÓVENES POSTERIORES A LA TALA RASA CON Y SIN
SOTOBOSQUE

Memoria para optar al título profesional de:
Ingeniera en Recursos Naturales Renovables

CAROLINA LAURA MANSILLA HERNANDEZ

	Calificaciones
Profesor Guía Audrey A. Grez Licenciada en Biología, Mg. Sc.	7,0
Profesores Evaluadores	
Gabriela Lankin V. Ingeniera Agrónoma, M.S. Ph. D.	7,0
M. Verónica Díaz M. Ingeniera Agrónoma, Mg. Sc.	6,8

Santiago, Chile

2017

AGRADECIMIENTOS

Primero que todo, quiero agradecer a mis padres y familia: todo lo que soy, lo que tengo y lo que lograré es gracias a ustedes.

A mi profesora guía Audrey Grez por todo su apoyo, consejos, enseñanzas y sobre todo su paciencia, admiro profundamente su vocación por la ciencia. Al profesor Javier Simonetti por sus grandes enseñanzas y la confianza depositada en mí.

A mi pololo Iván, por ser lejos el hombre más comprensivo, amoroso y apoyador, sin duda un pilar fundamental en esta última etapa.

A todos mis amigos y compañeros de universidad: todo este camino recorrido no habría sido lo mismo sin ustedes, los quiero y son muy importantes para mí (EIA y Querido Diario, alias Me Caen el Descueve). Mención especial a Lía Russek, quien fue mi partner máxima en todo este proceso, eres la mejor. A Ronny Zuñiga, sin tu apane esta memoria no se habría realizado, gracias por todo el apoyo y los momentos compartidos. Al Queules-Group, con quienes sin duda vivimos momentos inolvidables, gracias por su amistad y su compañía en esta tarea. A mis compañeros del Leaf, por toda la distensión entre pega y el apoyo en los momentos más claves, son un tremendo grupo humano. A la Eli por ser simplemente la mejor. A los chiquillos del laboratorio de Conservación, siempre dispuestos a dar un consejo, una ayudita o compartir unas tallas. A todos mis amigos de la vida por estar siempre ahí.

A Rodrigo Barahona, Andrés fierro y Mario Elgueta, por la ayuda prestada en el reconocimiento de insectos y todos sus consejos, muchas gracias. A Julián Cabezas, Jorge Pérez, Felipe Hinojosa y Américo Contreras por la ayuda en estadística. A todos los que de alguna forma colaboraron para que esta memoria fuera desarrollada, gracias infinitas. Finalmente, agradezco a Fondecyt por el apoyo económico para la realización de esta memoria.

ÍNDICE

RESUMEN	6
ABSTRACT	7
INTRODUCCIÓN	8
Objetivo general.....	11
Objetivos específicos.....	11
MATERIALES Y METODOS	12
Lugar de estudio.....	12
Materiales.....	13
Métodos.....	13
Densidad del sotobosque.....	13
Colecta de insectos.....	14
Estimación de la composición, abundancia, riqueza y diversidad de coleópteros.....	14
Anidamiento.....	16
Análisis estadístico.....	16
RESULTADOS	17
Cobertura sotobosque.....	17
Fauna de coleópteros.....	18
Composición, abundancia, riqueza y diversidad de especies.....	24
Anidamiento.....	34
DISCUSION	35
CONCLUSIONES	40
BIBLIOGRAFIA	41
ANEXOS	48

RESUMEN

La fragmentación del bosque nativo puede reducir la riqueza y abundancia de las poblaciones; sin embargo, la complejidad estructural de la matriz podría reducir dicha disminución. En esta memoria de título se evaluó si la abundancia, riqueza y composición del ensamble de coleópteros epígeos varía entre en plantaciones de pino jóvenes posteriores a la tala rasa con (PJCS) y sin (PJSS) sotobosque, en plantaciones de pino adultas (P) y en bosque maulino (N). Además, se evaluó si el conjunto de especies de las plantaciones jóvenes es un subconjunto anidado del N y P. En Trehualemu, región del Maule, desde octubre 2014 a junio 2015 se instalaron trampas Barber en 24 sitios (6 N, 6 P, 6 PJCS y 6 PJSS), realizando un muestreo al mes. Se colectaron 2.433 individuos, pertenecientes a 33 familias y 163 especies, registrándose el mayor número de especies en verano y el mayor número de individuos en otoño. Tanto la abundancia como la riqueza de coleópteros fueron similares en todos los hábitats, encontrándose diferencias mes a mes y en la interacción mes/hábitat. En cuanto a la composición, se observaron las mayores similitudes entre N y P y entre PJCS y PJSS, mientras que la menor similitud fue entre N y PJSS. La diversidad y la homeogeneidad de especies no tuvieron diferencias significativas entre los hábitats. Se encontraron diferencias a nivel de especie, en donde aquellas que son más propias de bosque se encontraron en mayor abundancia en PJCS que en PJSS. Se observó un conjunto anidado de especies, pero este anidamiento no tuvo relación con el tipo de hábitat, sino que los sitios respondieron de forma idiosincrática. Estos resultados sugieren que mantener el sotobosque en plantaciones de pino puede favorecer la conservación del ensamble original de coleópteros epígeos en el bosque Maulino fragmentado

Palabras clave: Fragmentación, bosque maulino, riqueza de especies, diversidad, composición, coleópteros epígeos.

ABSTRACT

Fragmentation of native forest can reduce the richness and abundance of populations; however, maintaining the structural complexity of the matrix could reduce this decrease. In this thesis, we evaluated whether the abundance, richness and composition of the ensemble of epigeal coleopterans varies between young pine plantations after clear-cutting with (PJCS) and without (PJSS) understory, in adult pine plantations (P) and in Maulino forest (N). In addition, it was evaluated whether the set of species found in the young plantation is a nested subset of N and P. Barber traps were installed in 24 sites (6 N, 6 P, 6 PJCS and 6 PJSS) in Trehualemu, Maule region (Chile), from October 2014 to June 2015, performing one sampling per month. A total of 2,433 individuals, belonging to 33 families and 163 species were collected, with the largest number of species found in summer and the highest number of individuals in autumn. Both the richness and the abundance of coleoptera were similar in all habitats, but differences were found month to month and in the interaction month / habitat. Regarding composition, the greatest similarities were observed between N and P and between PJCS and PJSS, while the lowest similarity was found between N and PJSS. Diversity and homogeneity did not significant differences between habitats. Differences were found at species-specific level, where species that are more characteristic of forest were found in greater abundance in PJCS than in PJSS. A nested set of beetles was observed but this nesting was not related to the type of habitat, thus the sites responded idiosyncratically. These results suggest that maintaining the understory in pine plantations may favor the conservation of the original ensemble of epigeal coleoptera in the fragmented Maulino forest.

Keywords: Fragmentation, Maulino forest, species richness, diversity, composition, epigeal coleoptera

INTRODUCCIÓN

El paisaje natural de nuestro planeta ha sido constantemente modificado a lo largo de la historia con el fin de satisfacer las necesidades humanas, transformándolo en zonas de cultivos, silvicultura, industrias, entre otros. La industria forestal es una de las más grandes del mundo, debido a que proporciona materias primas indispensables para la sociedad moderna. Esto se traduce en el aumento paulatino de la cantidad de superficie forestal existente en el planeta en los últimos años, con una tasa de crecimiento de un 2,09% en el periodo 2000-2010 (FAO, 2011).

La actividad forestal causa un alto impacto en el medio natural, provocando efectos como la alteración de las propiedades físicas del suelo, fragmentación del bosque nativo y pérdida de hábitat, siendo estas dos últimas las mayores amenazas para la biodiversidad (McGarigal y Cushman, 2002; Braschler et al ., 2003; Ewers y Didham, 2006). Diversos autores han considerado a las plantaciones forestales como “desiertos verdes” (Brockhoff et al ., 2008), particularmente cuando se trata de monocultivos con manejo intensivo en los cuales se reduce la riqueza de especies de diversos taxones, tales como insectos, aves, anfibios y mamíferos (Bremer y Farley, 2010; Nájera y Simonetti, 2010; Ramírez y Simonetti, 2011; Palacios et al ., 2013). Por lo anterior, en el Plan Estratégico para la Diversidad Biológica 2011-2020 de la Convención sobre la Diversidad Biológica se acordó que *“para el año 2020 las zonas destinadas a la agricultura, la acuicultura y la silvicultura deberán ser administradas de forma sostenible, garantizándose la conservación de la biodiversidad, exigiéndosele a las empresas forestales proveer a la sociedad de servicios adicionales a la producción de materias primas, como el mantenimiento de la biodiversidad nativa y el apoyo a las comunidades locales”* (UN, 2010).

Los efectos deberían ser particularmente altos al momento de la cosecha. Al respecto, actualmente, la tala rasa sigue siendo el método más común para la extracción de troncos en una plantación forestal, debido a su conveniente relación coste/beneficio. Este método elimina la totalidad del dosel, lo que provoca un cambio en el hábitat de muchas especies, afectando la abundancia poblacional (cantidad de individuos por especie), composición (diversidad de especies presentes en una comunidad) y riqueza (número de especies) (Pawson et al ., 2011); además, diversas especies de animales emigran después de la tala (Todd et al ., 2006; Burns et al ., 2008, Reinert et al . 2011). Sumado a lo anterior, la presencia de claros podría favorecer la aparición de especies exóticas (Pawson et al ., 2006). Para compensar los impactos de la cosecha, es importante implementar prácticas que reduzcan los efectos adversos. Se han propuesto prácticas como el aumento de la complejidad estructural del hábitat, el mantenimiento de remanentes de bosque nativo y el fomento de la conectividad ecológica (Kerr, 1999; Bausch y Schmerbeck, 2010; Brockhoff et al ., 2012; Lindenmayer y Cunningham, en prensa). En relación a la complejidad estructural, diversos estudios confirman que la presencia de sotobosque en plantaciones es un factor preponderante en la recolonización de especies, favoreciendo la abundancia y riqueza de especies del ensamble original (Baker et al ., 2013; Simonetti et al . 2012). Así, mientras la sustitución de bosque nativo por plantaciones forestales de monocultivos reduce la riqueza y abundancia de especies nativas, tal disminución es menor o nula en presencia de sotobosque (Ramírez y Simonetti, 2011).

Así, la composición de los ensambles en las plantaciones forestales puede verse alterada debido a una disminución en la complejidad estructural, manteniendo solo parte del ensamble original. Se habla de subconjunto anidado cuando la comunidad de individuos presente no es producto del azar, sino que tiene una causa biológica; existe anidamiento cuando los ensambles mayores contienen las especies raras y los subconjuntos más pequeños son dominados por especies comunes (Darlington, 1957; Patterson y Atmar, 1986). Usualmente, la composición de especies en plantaciones es un subconjunto anidado de las especies que existen en el bosque original; además, si las plantaciones poseen una menor complejidad estructural, como las que no tienen sotobosque, presentarán un subconjunto anidado empobrecido de fauna con respecto al ensamble original y a las plantaciones con sotobosque (Estades et al . 2012; Simonetti et al . en prensa).

En Chile, la industria forestal ha alcanzado un alto nivel de desarrollo en los últimos años. En la actualidad, los sitios de explotación forestal cubren una superficie aproximada de 2872 millones de hectáreas, equivalentes al 17,2% del total de bosques de Chile (FAO, 2011). En algunas regiones, las plantaciones han crecido significativamente, pasando a dominar el paisaje forestal. Tal es el caso del bosque maulino, el cual ha sido altamente deforestado y fragmentado debido a la inclusión de plantaciones de Pino (*Pinus radiata*) (Echeverría et al ., 2006), lo que ha provocado problemas de conservación de diversas especies. Debido a la gran cantidad de especies endémicas presentes en este bosque, esta zona forma parte de uno de los 34 “hotspot” de conservación de biodiversidad mundial (Conservation International, 2007). A pesar de lo anterior, este bosque se encuentra protegido sólo en dos áreas: la Reserva Nacional Los Queules (147 ha) y la Reserva Nacional Los Ruiles (29 ha). En la actualidad, el bosque maulino es un mosaico compuesto de unidades relativamente pequeñas de bosque, plantaciones de pino adulto y plantaciones jóvenes posteriores a la tala rasa con distinto grado de desarrollo de sotobosque, paisaje que ha sido estudiado durante los últimos 15 años en el sector de Tregualemu (Bustamante, 2003; Bustamante et al ., 2006; Simonetti, 2006; Simonetti et al ., 2006; Estades et al ., 2012).

Dentro de las clases de fauna, los insectos son la que posee mayor diversidad. Ellos cumplen importantes roles en el funcionamiento de todo ecosistema, ya sea como polinizadores, descomponedores o depredadores (Didham et al., 1996; Didham, 1997). En general, las respuestas de los insectos a la fragmentación de hábitat son especie-específicas, al depender de muchos factores (Didham et al., 1998), por lo que es importante realizar estudios a nivel comunitario y evaluar las respuestas de las especies que componen el ensamble. Los coleópteros son el orden más diverso de insectos, constituyendo más del 40% de las especies (Lawrence y Britton, 1991). Se caracterizan por tener las alas anteriores rígidas, a las que se les ha denominado élitros y por ocupar una gran variedad de hábitats (Peña, 1986).

Según la última clasificación del orden Coleoptera realizada por Elgueta (2000), en Chile se encuentran 96 familias, 1.196 géneros y 3.947 especies. En el país, esta fauna presenta un alto grado de endemismo, principalmente por el aislamiento geográfico de la región. El bosque maulino, específicamente, es una de las zonas con mayor endemismo de Sudamérica (Elgueta, 1995). Sin embargo, en este bosque también se encuentran especies que poseen una amplia distribución, por lo que este bosque alberga una fauna de coleópteros de diverso origen (Morrone et al ., 1994; Grez et al ., 2003; Jofré 2008). Un

estudio anterior señala que la abundancia, riqueza y composición de coleópteros voladores presentes en el bosque maulino continuo no varían significativamente respecto de los fragmentos de bosque y las plantaciones de pino adultas; sin embargo, sí se encontraron diferencias a nivel de especies (respuestas especie-específicas) (Jofré, 2008). Grez et al., (2003) encontraron que mientras la abundancia de coleópteros epigeos no varió significativamente entre el bosque maulino y las plantaciones de pino adulto con sotobosque, la riqueza de especies fue menor en las plantaciones sólo en el período de primavera. Estos resultados sugieren que las plantaciones adultas con sotobosque conservan una gran parte de la coleopterofauna original. Sin embargo, se desconoce lo que pasa con la coleopterofauna en plantaciones jóvenes posterior a la tala rasa en función de si se mantiene o no el sotobosque. En esta memoria de título, se evaluó y comparó la abundancia, riqueza, composición y anidamiento de coleópteros epigeos en plantaciones de pino jóvenes posteriores a la tala rasa con presencia o ausencia de sotobosque, plantaciones de pino adultas y bosque maulino.

Objetivo general

Evaluar los cambios en el ensamble de coleópteros epígeos en plantaciones jóvenes posteriores a la tala rasa con y sin sotobosque, en plantaciones de pino adulto y en bosque maulino

Objetivos específicos

- Evaluar si existen cambios en la composición, abundancia, riqueza y diversidad de especies de coleópteros epígeos en plantaciones jóvenes con y sin sotobosque, plantaciones de pino adulto y bosque maulino, tanto entre hábitats como mes a mes.
- Evaluar si el ensamble de coleópteros epígeos de las plantaciones jóvenes es un subconjunto anidado del ensamble presente en el bosque maulino y las plantaciones de pino adultas, y si este subconjunto se hace mas pobre en plantaciones jóvenes sin sotobosque.

MATERIALES Y METODOS

Lugar de estudio

El estudio se realizó en el sector de Tregualemu, perteneciente a la comuna de Pelluhue en la región del Maule (Figura 1). En esta zona se encuentra la Reserva Nacional Los Queules ($72^{\circ} 43' 55.59''\text{W}$ - $35^{\circ} 59' 37.12''\text{S}$ a $72^{\circ} 40' 46.34''\text{W}$ - $35^{\circ} 58' 5.27''\text{S}$), que tiene una extensión de 147,5 ha, las que sumadas a terrenos privados de la zona dan un total de 600 ha de bosque continuo. En las zonas aledañas a la Reserva, se encuentran fragmentos de bosque nativo, plantaciones de pino adulto, plantaciones de pino jóvenes, sitios de pino cosechado y caminos de tierra para uso forestal.

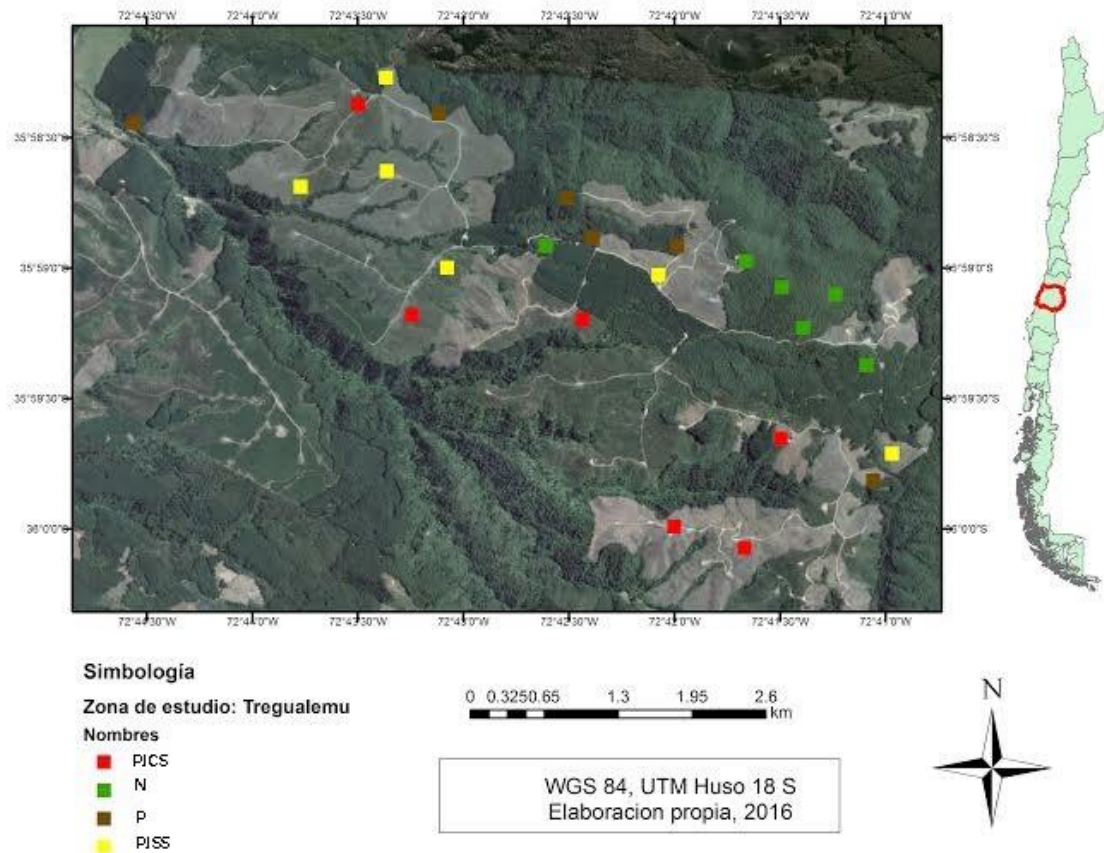


Figura 1. Área de estudio. Los puntos marcados corresponden a la ubicación de las unidades de muestreo (parcelas), en donde PISS=Plantación joven con sotobosque,

N=Bosque Maulino, P=Plantación de pino adulto y PJSS= Plantación joven sin sotobosque. Fuente: Elaboración propia.

En el bosque nativo, se encuentran especies de flora en peligro de extinción tales como el hualo (*Nothofagus glauca*), el queule (*Gomortega keule*) y el pitao (*Pitavia punctata*). Otras especies dominantes en este hábitat son el maqui (*Aristotelia chilensis*), peumo (*Cryptocarya alba*), olivillo (*Aextoxicon punctatum*), avellano (*Gevuina avellana*), lingue (*Persea lingue*) y roble (*Nothofagus obliqua*) (Donoso, 2000). En cuanto a las especies de fauna, se encuentran especies en peligro como la güiña (*Leopardus guigna*) y el pudú (*Pudu pudu*). En las plantaciones de pino adultas, en tanto, bajo su dosel (sotobosque) predominan especies arbustivas como el peumo, el lingue, el maqui y la zarzamora (*Rubus ulmifolius*) (Donoso, 2000; Poch y Simonetti, 2013). Las plantaciones de pino jóvenes estructuralmente simples poseen especies como el maqui, lingue y la zarzamora, mientras que las estructuralmente más complejas pueden presentar especies como teline (*Teline monspessulana*), peumo, litre (*Lithraea caustica*), roble, entre otros (Poch y Simonetti, 2013).

Materiales

- Trampas Barber o de caída, con líquido (agua, detergente, sal)
- Etanol al 70%
- Frascos de plástico herméticos
- Alfileres, pinzas y cajas de colección entomológicas
- Claves entomológicas
- Huincha de 50 m

Métodos

Para la realización del estudio se establecieron 24 parcelas de muestreo, de 40 x 40 m, distribuidas en número igual (n=6) en Bosque nativo, Plantaciones de pino adulto, Plantaciones de pino jóvenes con sotobosque y Plantaciones de pino jóvenes sin sotobosque (Figura 1).

Densidad del sotobosque

En cada parcela se midió la densidad de sotobosque mediante el método de Gentry (1982), realizándose dos transectos en cada parcela, de 2 m de ancho x 40 m de largo cada uno; en ellos se midió la ocupación horizontal de cada individuo vegetal leñoso (ancho y largo). Finalmente, se calculó el porcentaje de área ocupado en el transecto por los individuos medidos.

Colecta de insectos

En cada una de estas parcelas se instalaron 9 trampas de intercepción o trampas Barber (Figura 2), en una matriz de 3x3 m dispuesta al centro de cada parcela con una separación de 5 m aproximadamente entre cada trampa. Las trampas consistieron en frascos de plástico de 10 cm de diámetro y 11 cm de alto, en cuyo interior contenían agua con detergente y sal para romper la tensión superficial del agua y así evitar que los insectos floten. Estas se enterraron a ras de suelo y se dejaron por cuatro noches, luego de lo cual fueron retiradas. El muestreo de coleópteros se realizó una vez al mes, entre los meses de octubre de 2014 y junio de 2015, época en la que esta fauna es más abundante (Grez et al. 2003, Jofré 2008; Vergara y Jerez, 2010).



Figura 2. Trampa de intercepción o Barber.

Los insectos colectados se introdujeron en frascos con etanol al 70% para su conservación. Una vez en el laboratorio, los insectos fueron montados y guardados en cajas entomológicas, para su identificación. Las especies se determinaron mediante claves taxonómicas para los niveles taxonómicos superiores (Borrór et al., 1981; Peña, 1986; Saiz et al., 1989) y realizando comparaciones con individuos de la colección de la sección de Entomología del Museo Nacional de Historia Natural y del Laboratorio de Ecología de Ambientes Fragmentados de la Facultad de Ciencias Veterinarias y Pecuarias de la Universidad de Chile, donde finalmente se depositó esta colección. Además, se contó con la asesoría de entomólogos expertos.

Estimación de la composición, abundancia, riqueza y diversidad de coleópteros

La comparación de la composición de los ensamblajes de coleópteros entre hábitats se analizó mediante el índice de Sorensen (Krebs) y el índice de Morisita-Horn (Moreno, 2001), expresados en las ecuaciones 1 y 2, respectivamente; el primero considera solo la ausencia y presencia de especies en las muestras, mientras que el segundo considera además la abundancia relativa de cada especie.

$$S = 2c / (2c + b + a).$$

Ecuación 1

Dónde:

S= Índice de Sorensen

a= Número de especies presentes en el hábitat a

b= Número de especies presentes en el hábitat b

c= Número de especies presentes en ambos hábitats

$$I_{M-H} = \frac{2 \sum (a_{ni} \times b_{ni})}{(d_a + d_b) aN \times bN}$$

Ecuación 2

Dónde:

I_{M-H} = Índice de Morisita-Horn

a_{ni} = Número de individuos de la i-ésima especie presente en el hábitat a.

b_{ni} = Número de individuos de la i-ésima especie presente en el hábitat b.

$d_a = \sum a_{ni}^2 / aN^2$

$d_b = \sum b_{ni}^2 / bN^2$

aN = Número total de individuos en el hábitat a.

bN = Número total de individuos en el hábitat b.

La abundancia total y de las especies más numerosas ($n > 50$) y la riqueza de especies de coleópteros se midieron en cada réplica de cada tipo de hábitat, en cada mes. Una réplica corresponde a la suma de los insectos caídos en las 9 trampas por cada parcela de estudio.

La diversidad de las mismas muestras se calculó mediante el índice de Shannon-Wiener (Shannon y Weaver, 1949) (Ecuación 3). Este índice contempla la riqueza de especies y su abundancia relativa, y se utiliza para el estudio de comunidades grandes que poseen una diversidad indefinida; además, asume que los individuos fueron muestreados de forma aleatoria (Magurran, 1988). Este índice se usó debido a que es más sensible a la presencia de especies raras en la comunidad (especies de menor densidad de individuos), lo que es importante desde el punto de vista de la conservación (Hutcheson, 1970; Qinghong, 1995). Además, se utilizó el índice de equitatividad (J') (Ecuación 4) el cual indica cuán similares son las abundancias relativas de las especies presentes, siendo 0 la mínima homogeneidad y 1 la máxima (Magurran, 1988).

$$H' = \sum_{i=1}^s (p_i) (\log_2 p_i)$$

Ecuación 3

Donde:

H' = Diversidad de Shannon-Wiener: mientras mayor es el valor de H, mayor es la diversidad presente en la muestra.

p_i = abundancia proporcional de cada especie;

S = número de especies

$$J' = H'_{Obs} / H'_{Max}$$

Ecuación 4

Donde:

J = Índice de equitatividad (entre 0 y 1).

H'_{Obs} = Diversidad observada

H'_{Max} = $\log_2 S$ (siendo S : Número de especies). Es la diversidad máxima que se podría obtener si las abundancias específicas del ensamble estuvieran en una proporción totalmente equitativa

Anidamiento

Con los datos de las colectas (especies) acumuladas en todo el periodo de muestreo por sitio, se realizó un análisis de anidamiento para determinar si los ensambles de coleópteros de las plantaciones jóvenes son un subconjunto de los ensambles presentes en el bosque maulino y las plantaciones de pino adultas. El anidamiento ocurre cuando las especies presentes en un sitio constituyen un subconjunto propio del ensamble de especies presentes en sitios que contienen progresivamente mayor riqueza específica (Atmar y Patterson, 1993; Ulrich et al ., 2009). Para ello, se construyó una matriz de presencia-ausencia de especies donde las columnas corresponden a las especies encontradas en un determinado sitio y las filas corresponden a los sitios de estudio: la presencia de la especie en el sitio se representa con 1 y la ausencia con 0. El grado de anidamiento se estima mediante el "índice de temperatura" T (Ulrich y Gotelli, 2007), que oscila entre 0 (anidamiento perfecto) y 100. Antes de calcular este índice se debe ordenar la matriz de presencia-ausencia de modo que los sitios más ricos en especies se sitúen en las filas superiores y las especies comunes se sitúen en las columnas de la izquierda, con el objetivo de minimizar la temperatura de la matriz: el resultado de esta ordenación es la matriz empaquetada, que tiende a una forma triangular cuando el sistema está anidado (Atmar y Patterson, 1993). El cálculo de este índice se realizó mediante el programa Nested Calculator (Atmar y Patterson, 1993).

Análisis estadístico

Para representar gráficamente la similitud de especies entre hábitats, con el total de especies colectadas por tipo de hábitat se construyeron dendrogramas (representaciones gráficas de la similitud) tanto para la similitud de Sorensen como para Morisita-Horn. Se realizó una prueba de remuestreo (Bootstrapping) para calcular el porcentaje de confianza con el cual dos o más grupos son disímiles (Gil, 2003; Ledesma, 2008). Estos análisis se realizaron mediante el programa Past (Hammer et al . 2001).

Para evaluar si la abundancia y la riqueza de especies de coleópteros variaron en función del hábitat, se realizaron análisis de varianza (ANDEVA) de medidas repetidas, en el cual se tomó el mes como la medida repetida y el hábitat como factor. Para la realización de este análisis debieron constatarse los supuestos del ANDEVA. Para probar la normalidad en los datos se realizó la prueba de Shapiro Wilk y para determinar la homogeneidad de varianzas la de Bartlett o Gráfico de Residuos. En caso de ser necesario, se transformaron los datos con $\log x + 1$. Cuando hubo efectos significativos de los tratamientos se realizó la prueba *a posteriori* LSD para establecer entre qué grupos existían estas diferencias. Para evaluar si

existían diferencias significativas entre los hábitats en la diversidad y la equitatividad, se realizaron ANDEVAs de una vía, tomando como factor el tipo de hábitat. Para evaluar si existían respuestas especie-específicas en relación al hábitat, se desarrollaron GLM (Modelos lineales generalizados) para establecer diferencias significativas entre los distintos hábitats, en los cuales la variable respuesta fue la abundancia de la especie de estudio y la variable explicativa el hábitat (factor fijo). Estos modelos son muy utilizados para el análisis de datos que no presentan homogeneidad de varianza, independencia y normalidad (Faraway, 2005). Para la construcción del modelo, se utilizó la distribución *Poisson*, adecuada para análisis de conteos (variables discretas) como en este caso. Se utilizó como función de enlace una función logarítmica, utilizada ampliamente en modelos de regresión para datos discretos, especialmente de conteos (Faraway, 2005; Venable y Ripley, 2002). Para establecer entre qué grupos existían diferencias significativas se realizó la prueba *a posteriori* LSD de Fisher, previa corrección de Bonferroni para los valores de *p*.

Se contruyeron curvas de acumulación de especies de cada uno de los hábitats mediante el programa Past (Hammer et al . 2001). Estas curvas sirven para estimar la riqueza total de una comunidad (cuando la pendiente de la curva tiende a 0 es cuando se estabiliza la riqueza); la exactitud de esta estimación depende de la cantidad de datos colectados (a mayor cantidad de datos colectados, mayor nivel de confianza) (Adler y Lauenroth, 2003.). Se utilizó el algoritmo de Krebs (1989) que permite comparar comunidades de distintos tamaños.

La significancia estadística del índice de anidamiento fue realizada mediante la comparación del índice observado con 500 matrices generadas aleatoriamente mediante el programa RAMDOM1. Este programa es más realista que otros algoritmos, ya que realiza correcciones de riqueza a los sitios (es decir, disminuye el ruido en el análisis) y clasifica a las especies de acuerdo a su incidencia total (Ulrich y Gotelli, 2007).

RESULTADOS

Cobertura sotobosque

El bosque maulino fue el hábitat con mayor cobertura de sotobosque (cerca de un 40%), seguido de la plantación de pino adulto (37%), en tanto las plantaciones jóvenes con sotobosque tienen la mitad de sotobosque que estos hábitats, pero casi el triple de sotobosque que las plantaciones jóvenes sin sotobosque (Cuadro 1).

Cuadro 1. Porcentaje de cobertura vegetal según el método de Gentry (1982) en bosque maulino (N), plantación de pino adulto (P), plantación joven con sotobosque (PJCS) y plantación joven sin sotobosque (PJSS)

Hábitat	Cobertura de sotobosque (%)
N	39,13
P	36,87
PJCS	17,10
PJSS	6,62

Fauna de coleópteros

Se capturó un total de 2433 coleópteros, correspondientes a 33 familias, 116 géneros y 163 especies (Cuadros 2 y 3). Las familias con mayor riqueza fueron Curculionidae y Carabidae, ambas con 26 especies, seguidas por Tenebrionidae y Staphylinidae, con 19 y 17 especies, respectivamente (Cuadro 2). La familia con mayor cantidad de insectos capturados fue Carabidae, con más de 1000 individuos, abarcando el 45% de los coleópteros capturados. Muy por debajo le siguen Tenebrionidae (9,9 %), Leiodidae (6,4 %) y Staphilinidae (6,3 %) (Cuadro 2).

Cuadro 2. Riqueza y abundancia, total y relativa (%), de las familias de coleópteros colectados en el estudio.

FAMILIA	Riqueza	Abundancia	Riqueza relativa (%)	Abundancia relativa (%)
Anthicidae	9	167	5,52	6,86
Anthribidae	1	1	0,61	0,04
Archeocrypticidae	1	1	0,61	0,04
Biphyllidae	1	1	0,61	0,04
Carabidae	26	1101	15,95	45,25
Cavognathidae	1	1	0,61	0,04
Cerambycidae	2	2	1,23	0,08
Ceratocanthidae	1	40	0,61	1,64
Chrysomelidae	6	55	3,68	2,26
Cleridae	1	1	0,61	0,04
Coccinellidae	6	91	3,68	3,74
Cryptophagidae	1	6	0,61	0,25
Curculionidae	26	95	15,95	3,90
Elateridae	7	23	4,29	0,95
Erotylidae	2	4	1,23	0,16
Geotrupidae	1	2	0,61	0,08
Lampyridae	3	39	1,84	1,60
Latridiidae	2	4	1,23	0,16
Leiodidae	4	156	2,45	6,41
Lucanidae	3	131	1,84	5,38

Melyridae	1	1	0,61	0,04
Mordellidae	3	4	1,84	0,16
Mycetophagidae	1	1	0,61	0,04
Nititilidae	1	5	0,61	0,21
Protocucujidae	1	15	0,61	0,62
Ptinidae	4	10	2,45	0,41
Scarabaeidae	7	37	4,29	1,52
Sphindidae	1	3	0,61	0,12
Staphylinidae	17	152	10,43	6,25
Tenebrionidae	19	240	11,66	9,86
Trogidae	1	3	0,61	0,12
Trogossitidae	2	6	1,23	0,25
Zopheridae	1	35	0,61	1,44
TOTAL	163	2433	100	100

Las especies más numerosas (sobre 40 individuos colectados en todo el período de muestreo) fueron *Ceroglossus chilensis* (Carabidae, n=212), *Mimodromites* sp. (Carabidae; n=182), *Trechisibus angularis* (Carabidae, n=162), *Anthicus* sp1. (Anthicidae, n=143), *Eupelastes transversistrigosus* (Leiodidae, n=138), *Tetragonoderus* sp. (Carabidae, n=110), *Parhypates extenuatus* (Carabidae, n=105), *Erichius vittatus magnificus* (Lucanidae, n=105), *Loncovilus discoideus* (n=88), *Heliofugus impressus* (n=69), *Metius* sp2. (n=69), *Eriopis chilensis* (N=68), *Archeophthora penai* (n=63), *Cyanotarus andinus* (n=59), *Trirammatius chaudoiri* (n=52) y *Martinezoste ruizi* (n=40) (Cuadro 3). El detalle de las especies colectadas por mes y por parcela de estudio, se muestra en el Anexo 1.

Cuadro 3. Especies de coleópteros capturados entre Octubre de 2014 y Junio de 2015 en bosque maulino (N), plantación de pino adulto (P), plantación joven sin sotobosque (PJSS) y plantación joven con sotobosque (PJCS). Se indica la distribución geográfica de la especie en Chile, la abundancia en cada tipo de hábitat y el total de individuos colectados en todos los hábitats a lo largo del estudio.

Familia, especie	Distribución	N	P	PJCS	PJSS	TOTAL
Anthicidae						
<i>Aff Tomoderus</i>		1	0	0	0	1
<i>Aff Tomoderus</i> sp1		8	0	0	1	9
<i>Anthicus melanurus</i>	Petorca – Cautín	4	0	1	0	5
<i>Anthicus</i> sp1		3	1	87	43	134
<i>Anthicus</i> sp5		1	0	1	3	5
<i>Ischyropalpus</i> sp1		0	0	1	0	1
<i>Ischyropalpus</i> sp2		1	0	0	0	1
<i>Ischyropalpus</i> sp3		0	1	0	0	1
<i>Protoanthicus valenciai</i>	Valparaíso-Cauquenes	0	0	1	0	1
Anthribidae						
<i>Hylothribus</i> sp.		1	0	0	0	1
Archeocryptidae						
<i>Archeocrypticus topali</i>	Santiago, Curicó	0	0	1	0	1
Biphylidae						
<i>Diplocoelus oblongus</i>	Choapa - Valdivia	0	1	0	0	1

Carabidae						
<i>Axinopalpus</i> sp1		0	0	2	1	3
<i>Axinopalpus</i> sp2		0	0	3	0	3
<i>Bembidiom (Notholopa)</i> <i>scitulum</i>	Santa Rosa, Quillota, Algarrobo y Santiago Arica, Iquique, Choapa, Cauquenes	0	0	7	2	9
<i>Bradycellus arcobasis</i>		0	0	1	1	2
<i>Ceroglossus chilensis</i> <i>fallaciosus</i>	Vichuquén-Arauco	130	34	33	15	212
<i>Cyanotarus andinus</i>	Santiago, Valparaíso, Curicó, Talca, Cauquenes	53	6	0	0	59
<i>Falsodromius</i> sp.		0	1	2	1	4
<i>Metius femoratus</i>	Santiago, Petorca, Valparaíso, Biobío, Concepción y Chiloé	0	0	1	1	2
<i>Metius</i> sp1		0	1	2	32	35
<i>Metius</i> sp2		0	0	22	33	55
<i>Metius</i> sp3		0	0	12	5	17
<i>Metius</i> sp4		0	0	0	4	4
<i>Mimodromites</i> <i>nigrotestaceus</i>	Choapa - Magallanes	6	0	1	0	7
<i>Mimodromites</i> sp.		0	10	130	42	182
<i>Nemoglosa brevis</i>		2	6	16	7	31
<i>Ogmopelura</i> sp2		1	3	0	1	5
<i>Ogmopleura</i> sp1		0	0	5	0	5
<i>Parhypates chalybicolor</i>	s/i	1	4	16	6	27
<i>Parhypates chilensis</i>	s/i	0	0	2	0	2
<i>Parhypates extenuatus</i>	Maule-Magallanes	0	11	65	29	105
<i>Tetragonoderus</i> sp.		0	0	41	69	110
<i>Trechisibus angularis</i>		0	2	76	84	159
<i>Trechisibus scapularis</i>		0	0	0	2	2
<i>Trechisibus</i> sp		0	0	0	1	1
<i>Triarammatus chaudiroiri</i>	s/i	0	0	17	35	52
<i>Trirammatus striatula</i>	s/i	0	0	5	1	6
Cavognathidae						
<i>Taphrophiste fusca</i>	Choapa - Aysén	0	1	0	0	1
Cerambycidae						
<i>Acanthinodera cummingi</i>	Coquimbo-Araucanía	1	0	0	0	1
<i>Neohebestola humeralis</i>	Huasco-Valdivia	0	0	1	0	1
Ceratocanthidae						
<i>Martinezostes ruizi</i>	Ñuble, Valdivia	31	6	2	1	40
Chrysomelidae						
<i>Chrysomelina quadrigemina</i>	s/i	0	0	17	11	28
<i>Dyctineis asperatus</i>	Cauquenes - Arauco	7	0	0	0	7
<i>Jansonius aeneus</i>	s/i	0	0	1	0	1
<i>Kuschelina decorata</i>	Valparaíso-Aysén	0	1	2	9	12
<i>Pataya nitida</i>	s/i	3	1	0	0	4
<i>Protopsilapha</i> sp.		0	0	1	2	3
Cleridae						

<i>Eurymetomorphon biguttatus</i>	Limarí – Aysén	1	0	0	0	1
Coccinellidae						
<i>Eriopis chilensis</i>	Limarí – Aysén	0	0	40	28	68
<i>Hippodamia variegata</i>	Arica-General Carrera	0	0	0	1	1
<i>Hyperaspis sphaerioides</i>	Elqui-Osorno	1	0	3	1	5
<i>Adalia anguilifera</i>	Huasco-Valdivia	0	0	0	2	2
<i>Scymnus (Pullus) loewii</i>	Arica-Concepción	0	0	9	5	14
<i>Neoryssomus germaini</i>	Choapa- Última Esperanza	0	0	1	0	1
Cryptophagidae						
<i>Chiliotis formosa</i>	San Antonio - Última Esperanza	0	0	1	5	6
Curculionidae						
<i>Acalles fuscenecens</i>	Curicó - Valdivia	1	0	0	0	1
<i>Acalles lineolatus</i>	Limarí - Valdivia	12	0	0	0	12
<i>Acalles</i> sp1		5	10	0	0	15
<i>Acalles</i> sp10		0	0	1	1	2
<i>Acalles</i> sp11		3	1	0	0	4
<i>Acalles</i> sp13		1	0	1	0	2
<i>Acalles</i> sp14		5	2	0	0	7
<i>Acalles</i> sp16		2	0	0	0	2
<i>Acalles</i> sp17		1	0	0	0	1
<i>Acalles</i> sp18		0	0	1	0	1
<i>Acalles</i> sp19		1	0	0	0	1
<i>Acalles</i> sp2		1	0	0	0	1
<i>Acalles</i> sp3		1	0	0	0	1
<i>Acalles</i> sp4		1	0	0	0	1
<i>Acalles</i> sp5		3	3	0	0	6
<i>Acalles</i> sp6		4	0	0	0	4
<i>Acalles</i> sp8		2	0	0	0	2
<i>Acalles</i> sp9		3	0	0	0	3
<i>Aegorhinus schoenherri</i>	Cardenal Caro-Osorno	1	0	0	0	1
<i>Cylyndrohinus</i> sp		1	0	0	0	1
<i>Eucallus tesellatus</i>	Cardenal Caro- Bio Bío	1	0	0	1	2
<i>Hybreoleptops roseus</i>	Cardenal Caro - Ñuble	0	0	0	4	4
<i>Hylaster ater</i>	Valparaíso - Malleco	4	0	4	1	9
<i>Listroderes subcintus</i>	Choapa-Valdivia, Juan Fernández	0	0	0	1	1
<i>Rhyephenes humeralis</i>	Choapa - Coyhaique	4	5	1	0	10
<i>Sitona discoideus</i>	Choapa-Talca	0	0	1	0	1
Elateridae						
<i>Alyma riaseorum</i>	Cauquenes	10	0	0	1	11
<i>Alyma</i> sp.		1	1	1	1	4
<i>Deromecus filicornis</i>	Valparaíso-Cauquenes	0	1	0	1	2
<i>Deromecus germaini</i>	Choapa - Talca, Cauquenes	0	0	1	0	1
<i>Medonia punctatosulcata</i>	Talca-Llanquihue	0	1	1	1	3
<i>Pomachilius</i> sp1		1	0	0	0	1
<i>Pseudoderomecus fairmairei</i>	Cauquenes	0	0	0	1	1

Erotylidae						
<i>Neoxestus nonguen</i>	Concepción	2	0	1	0	3
<i>Xalpirta azureipennis</i>	Cauquenes, Ñuble - Malleco	0	1	0	0	1
Geotrupidae						
<i>Bolborhinium tubericeps</i>	Curicó-Cautín	1	0	0	1	2
Lampyridae						
<i>Lampyrinae</i> [sin gen] sp1		5	0	0	0	5
<i>Pyractonema depressicornis</i>	s/i	31	0	1	1	33
<i>Pyrectonema</i> sp		0	0	1	0	1
Latridiidae						
<i>Lathridus</i> sp1		0	1	1	1	3
<i>Melanophthalma seminigra</i>	Río Clarillo	0	0	1	0	1
Leiodidae						
<i>Eupelates transversestrigosus</i>	Petorca-Chiloé	8	111	15	4	138
<i>Hydnodiaetus cf. brunneus</i>	s/i	2	1	0	0	3
<i>Nemadotropis stenosoma</i>	Ñuble-Chiloé	11	3	0	0	14
<i>Zeadolopus</i> sp		1	0	0	0	1
Lucanidae						
<i>Apterodorcus bacchus</i>	Vilches-Palena	7	3	3	1	14
<i>Erichius brevicollis</i>	Colchagua-Ñuble	8	3	1	0	12
<i>Erichius vittatus magnificus</i>	Cauquenes-Quirihue	44	40	16	5	105
Melyridae						
<i>Arthrobrachus nigromaculatus</i>	Elqui-General Carrera	0	0	1	0	1
Mordellidae						
<i>Mordella castaneipennis</i>	Cauquenes, Ñuble, Concepción	0	1	0	0	1
<i>Mordella vidua</i>	Coquimbo-Concepción	0	1	0	0	1
<i>Mordellistena bicolor</i>	s/i	0	2	0	0	2
Mycetophagidae						
<i>Mycetophagus</i> sp1		0	1	0	0	1
Nititilidae						
<i>Perilopsis flava</i>	Cauquenes - Aysén	2	3	0	0	5
Protocucujidae						
<i>Erimodes sylvaticus</i>	Cauquenes, Ñuble - Magallanes	2	13	0	0	15
Ptinidae						
<i>Ascutotheca germaini</i>	Quillota - San Antonio, Cauquenes	3	0	0	3	6
<i>Calimmaderus</i> sp1		1	0	0	0	1
<i>Calimmaderus</i> sp2		0	1	0	0	1
<i>Xyletomerus</i> sp.		2	0	0	0	2
Scarabaeidae						
<i>Australaphodius frenchi</i>	s/i	0	0	1	2	3
<i>Hylamorpha elegans</i>	Maule-Los Lagos	2	0	1	0	3
<i>Sericoides chilena</i>	Santiago, Cauquenes	7	0	0	1	8
<i>Sericoides obesa</i>	Cauquenes - Valdivia	9	1	0	0	10
<i>Sericoides</i> sp.		1	0	0	0	1

<i>Sericoides viridis</i>	Cauquenes , Biobío - Aysén	1	1	1	0	3
<i>Phytholaema herrmanni</i>	Biobío- Los Lagos	0	0	9	0	9
Sphindidae						
<i>Protosphindus bellus</i>		1	2	0	0	3
Staphylinidae						
<i>Achillia</i> sp1		1	0	0	0	1
<i>Atheta obscuripennis</i>	Copiapó-Aysén	0	0	0	1	1
<i>Cheilocorpus</i> sp.		0	0	1	0	1
<i>Endeius</i> sp1		0	1	3	3	7
<i>Haplnozzeris sculptus</i>	Linares-Osorno-Llanquihue	0	0	1	0	1
<i>Leptusa parallela</i>	s/i	0	0	2	0	2
<i>Loncovilus discoideus</i>	Elqui - Malleco	42	24	12	10	88
<i>Lordithon unicolor</i>	Valparaíso-Aysén	0	0	0	1	1
<i>Medon vittatipennis</i>	Coquimbo-Osorno; Juan Fernández	0	2	1	0	3
<i>Microsilphineae</i> gn sp 1		0	0	1	1	2
<i>Microsilphineae</i> gn sp 2		0	0	0	1	1
<i>Sepedophilus apiciventris</i>	Santiago-Malleco	7	8	5	0	20
<i>Sepedophilus</i> sp1		0	1	0	0	1
<i>Sepedophilus</i> sp2		0	0	1	0	1
<i>Zhinodromus</i> sp1		0	0	3	0	3
<i>Homalotrichus striatus</i>	Coquimbo, Valparaíso, Santiago, Biobío, Los Lagos	2	0	4	12	18
<i>Stenus</i> sp.		0	0	1	0	1
Tenebrionidae						
<i>Acropteron pallipes</i>	Cauquenes, Valdivia	0	0	0	1	1
<i>Allecula penai</i>	Cauquenes - Arauco	1	3	1	1	6
<i>Apocrypha</i> sp.		0	1	0	0	1
<i>Archeophthora penai</i>	Cauquenes, Concepción-Aysen	0	63	0	0	63
<i>Blapstinus punctuluatus</i>	Coquimbo-Valdivia	0	0	19	5	24
<i>Callyntra inflata</i>	Maule-Malleco	0	1	0	2	3
<i>Gyrasida fernandoi</i>	Ñuble-Biobío	1	0	0	0	1
<i>Heliofugus arenosus</i>	Cauquenes - Concepción	2	0	0	1	3
<i>Heliofugus impressus</i>	Maule-Llanquihue	57	9	2	1	69
<i>Hexagonochilus dilaticollis</i>	Coquimbo-Curicó	2	0	0	0	2
<i>Licinoma penai</i>	s/i	2	1	1	2	6
<i>Nictopetus tenebrioides tenebrioides</i>	Maule (zona costera)-Ñuble	0	0	7	4	11
<i>Oligocara galvezi</i>	Cauquenes-Concepción	3	9	10	16	38
<i>Oligocara nítidum</i>	Ñuble-Chaitén	0	1	0	0	1
<i>Valdivium aeneum</i>	s/i	0	1	1	1	3
<i>Valdivium</i> sp 2		0	0	1	1	2
<i>Valdivium</i> sp1		3	0	1	0	4
<i>Apocryphini lacordaire (tribu)</i> sp 1	s/i	0	0	0	1	1
<i>Grammicus</i> sp.		0	0	1	0	1
Trogidae						

<i>Polynoncus bullatus</i>	Copiapó-Chiloé	0	1	1	1	3
Trogossitidae						
<i>Diontolobus punctipennis</i>	Huasco-Malleco	0	0	2	3	5
<i>Diontolobus</i> sp1		0	0	1	0	1
Zopheridae						
<i>Notocoxelus angustatus</i>		3	13	6	13	35
TOTAL RIQUEZA		78	59	87	75	163
TOTAL ABUNDANCIA		602	442	790	600	2423
TOTAL FAMILIAS		23	23	22	20	33

s/i: sin información

Composición, abundancia, riqueza y diversidad de especies

Composición

Tomando en cuenta el total de coleópteros colectados en el estudio, en N se colectaron 78 especies, en P 59 especies, en PJSS 75 especies y en PJCS 87 especies. De ellas, 15 especies son compartidas por todos los hábitats (Cuadro 3); 28 solo fueron colectadas en N, 13 sólo en P, 13 solo en PJSS y 25 solo en PJCS (Cuadro 3). En el análisis de similitud, tanto en el índice de Sorensen como el de Morisita se observó que existe una mayor similitud entre N y P y entre PJCS y PJSS: la mayor similitud ocurrió entre PJCS y PJSS, con índices de similitud de 0,642 (Sorensen) y 0,82 (Morisita-Horn) (Cuadro 4). Los hábitats más disímiles fueron N y PJSS, especialmente según el índice de Morisita-Horn (Cuadro 4). En la prueba de remuestreo, se afirma estadísticamente que los grupos N-P y PJCS-PJSS son distintos en el 100% de las iteraciones en ambos análisis (Morisita y Sorensen) (Figura 3).

Cuadro 4. Matriz de similitud según el índice de Sorensen y Morisita-Horn entre Bosque Nativo (N), Plantación de pino adulto (P), Plantación joven con sotobosque (PJCS) y Plantación joven sin sotobosque (PJSS).

	Sorensen			Morisita-Horn		
	N	P	PJCS	N	P	PJCS
P	0,47			0,54		
PJCS	0,37	0,43		0,28	0,41	
PJSS	0,36	0,43	0,642	0,22	0,32	0,84

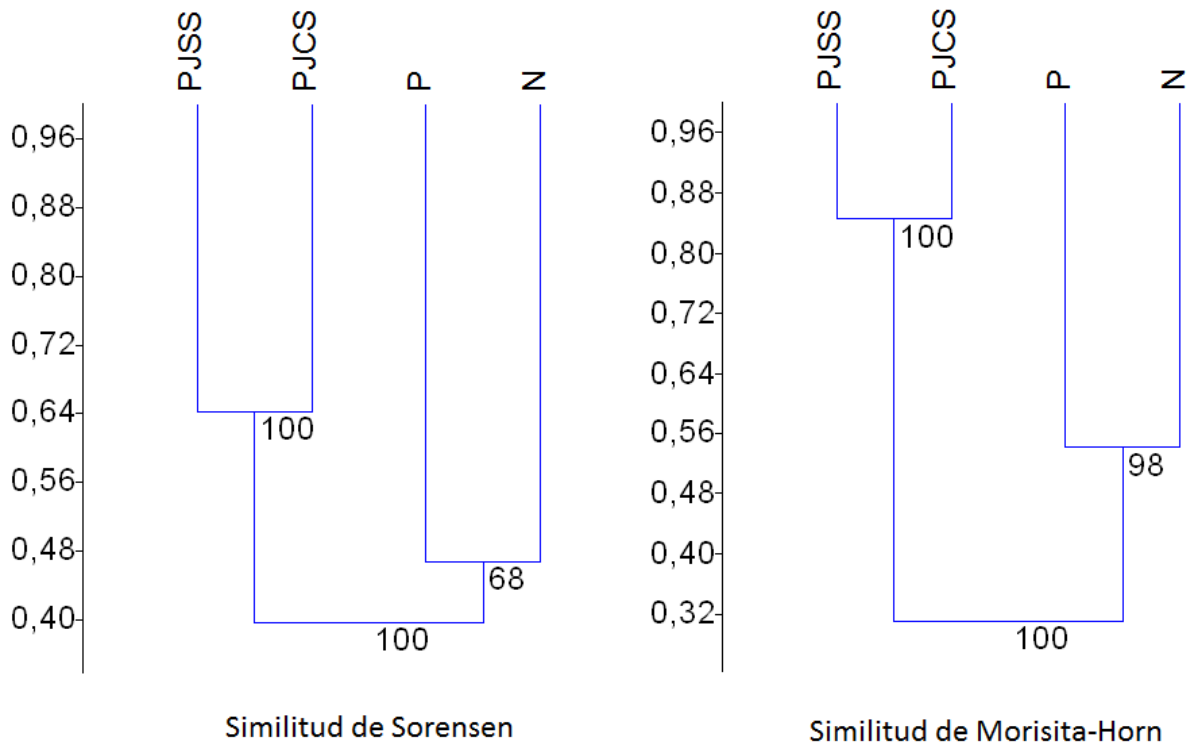


Figura 3. Dendrogramas de similitud entre en Bosque Nativo (N), Plantación de pino adulto (P), Plantación joven con sotobosque (PJCS) y Plantación joven sin sotobosque (PJSS) según el índice de Sorensen y el índice de Morisita-Horn. Los números en los nodos indican el porcentaje de confianza de la disimilitud entre las ramas.

Abundancia

La abundancia de coleópteros no fue afectada significativamente por el tipo de hábitat, pero sí por el mes de captura y por la interacción entre ambos factores (figuras 4, 5 y 6). En octubre se observó la abundancia más baja y en diciembre, enero y abril las abundancias más altas. En octubre se encontraron diferencias significativas entre hábitats, donde la abundancia de las plantaciones de pino adulto fue significativamente menor con respecto a las plantaciones jóvenes con sotobosque, así como también en febrero, donde las plantaciones jóvenes sin sotobosque presentaron una abundancia significativamente más baja que el Bosque Nativo (figuras 4, 5 y 6).

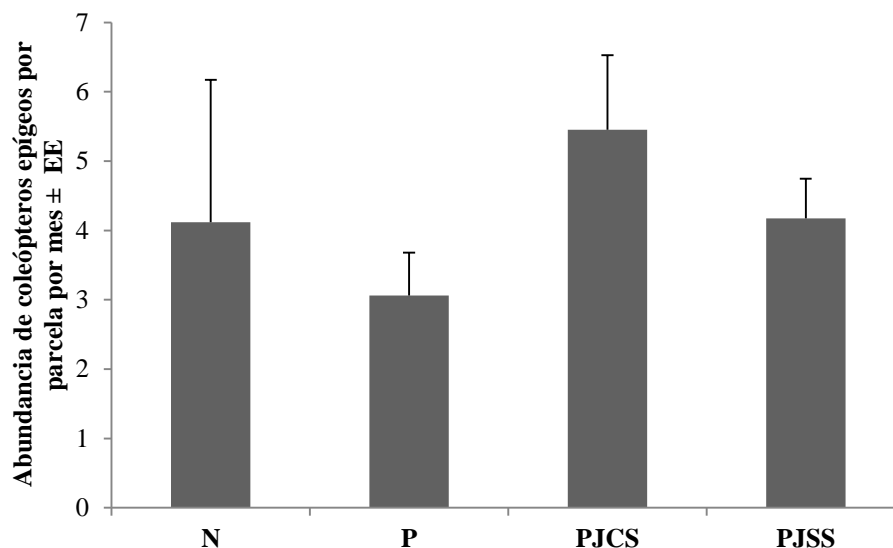


Figura 4. Abundancia promedio (individuos por parcela y por mes \pm error estándar) de coleópteros epigeos en Bosque Nativo (N), Plantación de pino adulto (P), Plantación joven con sotobosque (PJCS) y Plantación joven sin sotobosque (PJSS).

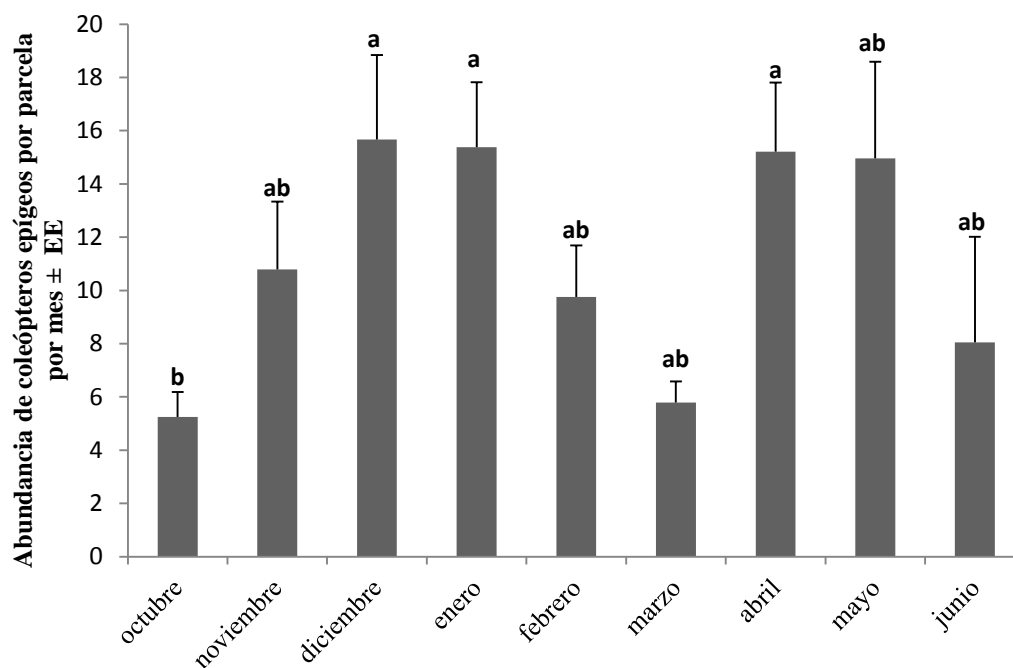


Figura 5. Abundancia promedio (individuos por parcela por mes \pm error estándar) de coleópteros según mes del año, entre octubre del 2014 a junio del 2015. Los promedios incluyen las abundancias en todas las parcelas muestreadas en todos los hábitats ($n = 24$). Letras distintas entre sí indican diferencias significativas (prueba LSD, $P < 0,05$).

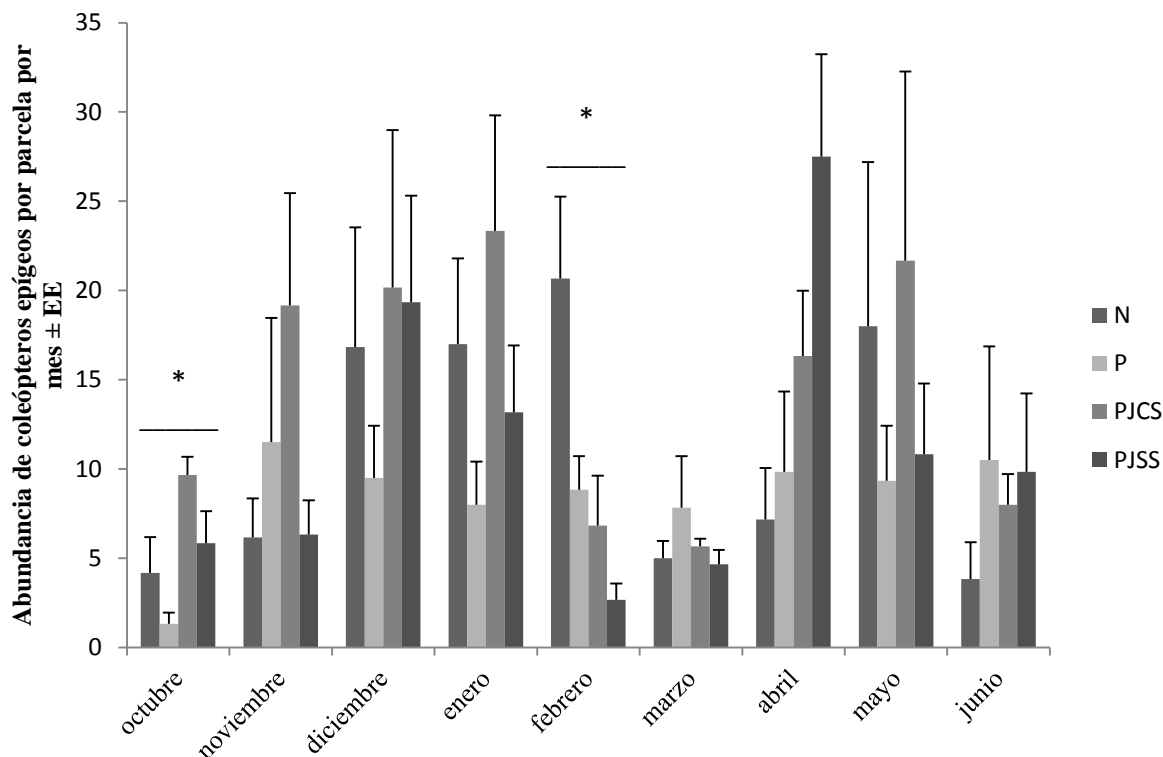


Figura 6. Abundancia promedio (individuos por parcela \pm error estándar) de coleópteros en Bosque Nativo (N), Plantación de pino adulto (P), Plantación joven con sotobosque (PJCS) y Plantación joven sin sotobosque (PJSS) desde octubre de 2014 a junio de 2015. Los asteriscos muestran los meses en que hubo diferencias significativas entre hábitats (prueba LSD, $P < 0,05$).

Análisis de la abundancia de las especies más numerosas (total de capturas >40)

Ceroglossus chilensis (Carabidae): La abundancia de *C. chilensis* ($n=212$) fue significativamente mayor en N que en los demás hábitats. Si bien en PJCS se registró más de doble de individuos que en PJSS, estas diferencias no fueron estadísticamente significativas (Figura 7a).

Mimodromites sp. (Carabidae): La mayor abundancia de *Mimodromites sp.* se registró en PJCS, y estuvo ausente en N, sin diferencias significativas entre los distintos hábitats (Figura 7b).

Trechisibus angularis (Carabidae): Aunque no se encontraron diferencias significativas entre los hábitats, esta especie fue más abundante en las plantaciones jóvenes, con mínima presencia en P y nula en N (Figura 7c).

Anthicus sp1 (Anthicidae): Más del 97% de los individuos fueron colectados en plantaciones jóvenes. En PJCS la abundancia fue significativamente mayor que en los demás hábitats y en PJSS fue significativamente mayor que en N y P y menor que en PJCS (Figura 7d).

Eupelates transversestrigosus (Leiodidae): Las mayores abundancias se registraron en P, el cual se diferenci6 significativamente de los dem6s h6bitats (Figura 7e).

Tetragonoderus sp. (Carabidae): La abundancia de este car6bido no vari6 significativamente entre los h6bitats, aunque se observa que en N y P no hubo ning6n registro (Figura 7f).

Parhypates extenuatus (Carabidae): No se encontraron diferencias significativas entre los h6bitats, aunque la mayor abundancia fue registrada en PJCS, en contraste con N donde no hubo registro de esta especie (Figura 7g).

Erichius vittatus magnificus (Lucanidae): La abundancia fue significativamente mayor en N y P con respecto a PJCS y PJSS (Figura 7h).

Loncovilus discoideus (Staphylinidae): Este estafin6lido fue significativamente m6s abundante en N que en PJCS y PJSS (Figura 7i).

Heliofugus impressus (Tenebrionidae): Esta especie fue significativamente mayor en N que en los dem6s h6bitats (Figura 7j).

Metius sp2 (Carabidae): Esta especie fue colectada s6lo en plantaciones j6venes; pese a ello, no se encontraron diferencias significativas entre los h6bitats (Figura 7k).

Eriopis chilensis (Coccinelidae): Esta especie fue colectada solo en plantaciones j6venes, pero tampoco se obtuvieron diferencias significativas entre los h6bitats (Figura 7l).

Archeophthora penai (Tenebrionidae): Esta especie solo fue capturada en P (Figura 7m).

Cyanotarus andinus (Carabidae): La mayor6a de los individuos de esta especie fueron colectados en N y unos pocos en P, mientras que en las plantaciones j6venes no fueron registrados. A pesar de lo anterior, no se encontraron diferencias entre h6bitats (Figura 7n).

Triranmatus chaudiroi (Carabidae): La abundancia de este car6bido no fue significativamente distinta entre h6bitats, sin embargo, solo fue capturado en plantaciones j6venes (Figura 7o).

Martinesozte ruizi (Ceratocanthidae): Su abundancia fue significativamente m6s alta en N que los dem6s h6bitats (Figura 7p).

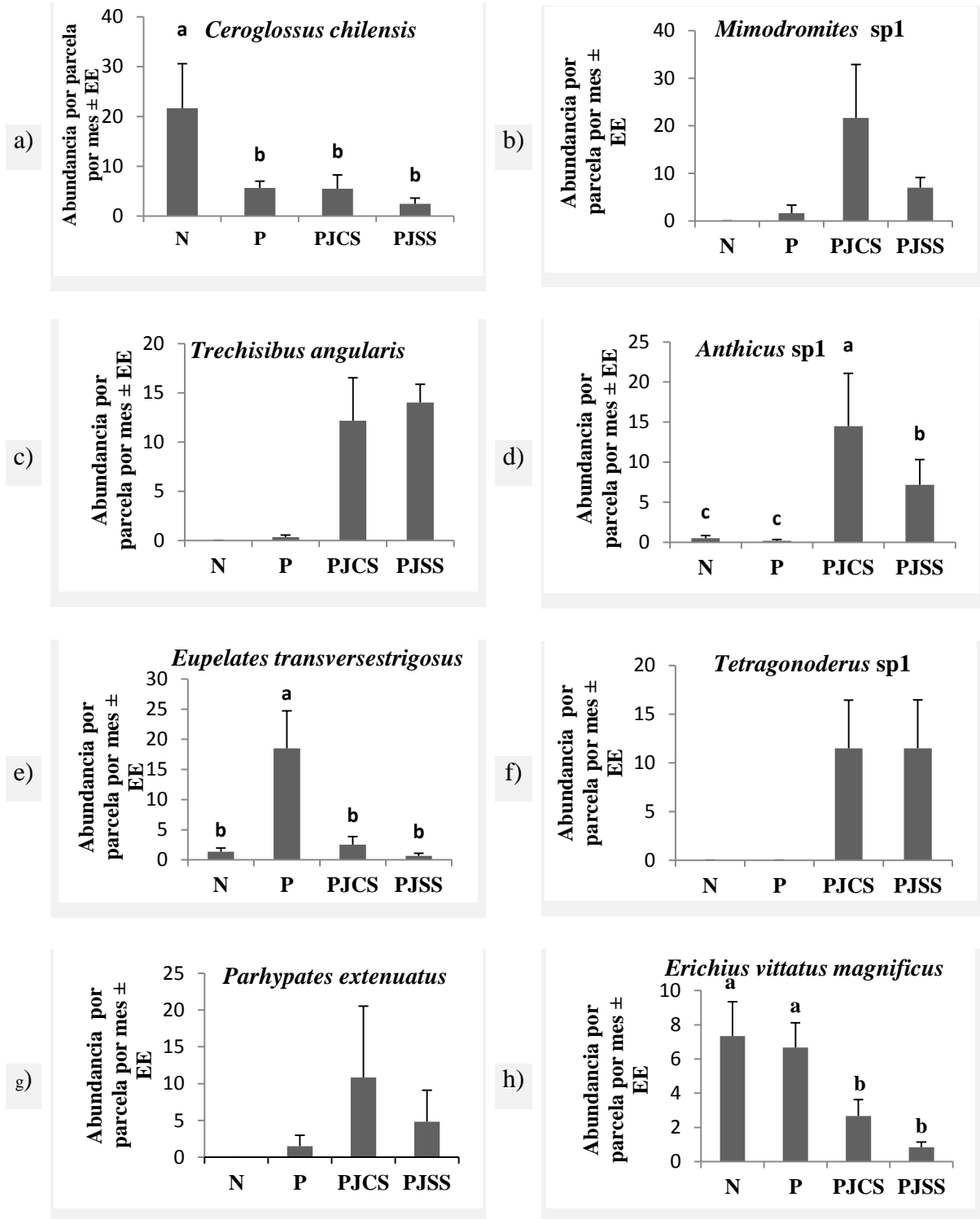


Figura 7. Abundancia promedio (individuos por parcela \pm error estándar) de las especies más numerosas (total colectado >40) de coleópteros epigeos en Bosque Nativo (N), Plantación de pino adulto (P), Plantación joven sin sotobosque (PJSS) y Plantación joven con sotobosque (PJCS). Letras distintas entre sí indican diferencias significativas (prueba LSD, $P < 0,05$)

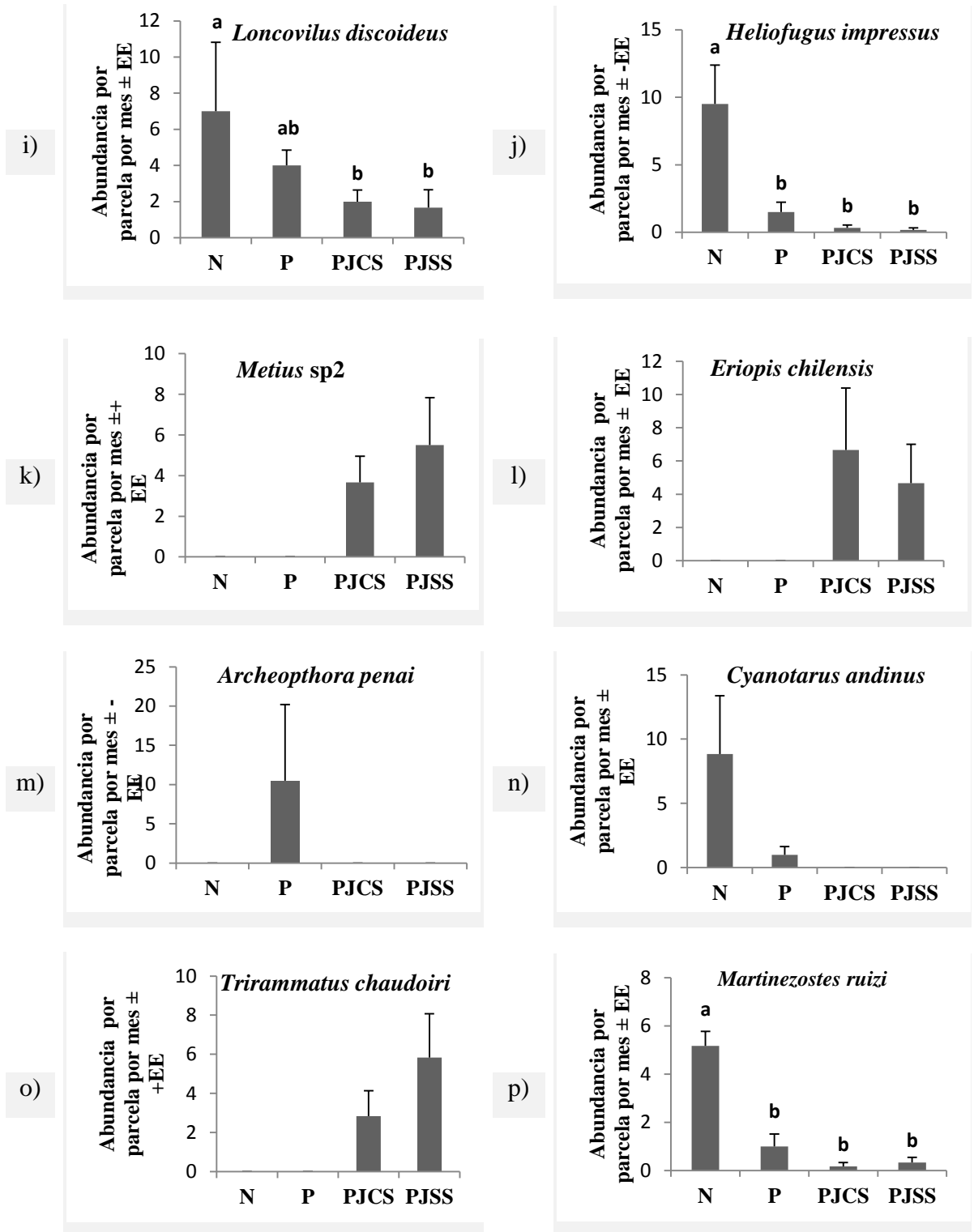


Figura 7. (Continuación)

Riqueza

La riqueza de especies de coleópteros no fue afectada significativamente por el hábitat, pero si por el mes de captura y por la interacción entre ambos factores (figuras 8, 9 y 10). En octubre se obtuvo la riqueza significativamente más baja y en enero la más alta de todos los meses. Según la interacción Hábitat-Mes de captura se encontraron diferencias significativas entre hábitats en octubre, con mayor riqueza en PJCS que en P y N, con PJSS alcanzando valores intermedios; en febrero, con mayor riqueza en N que en PJSS; y en abril, con mayor riqueza en PJSS que en P.

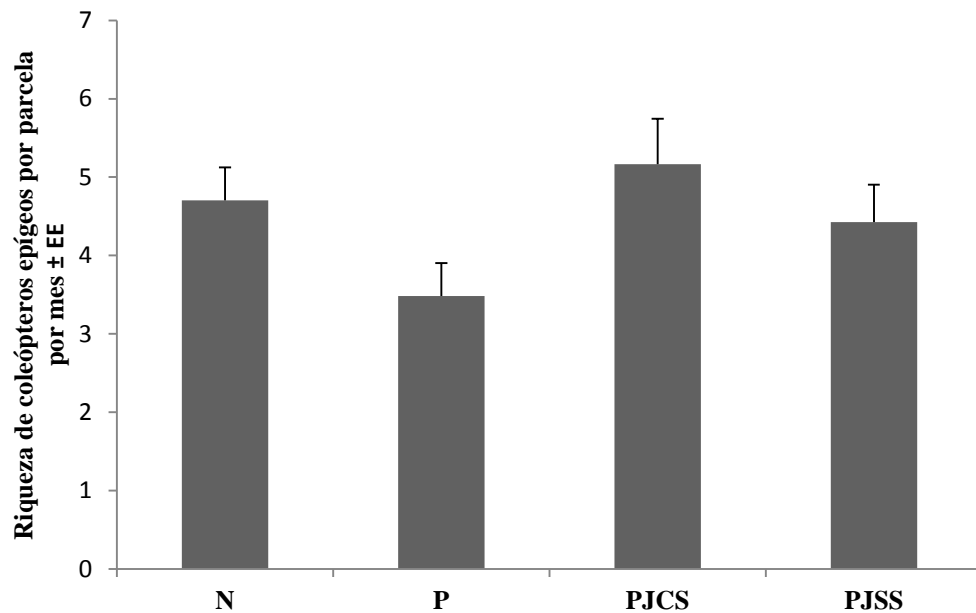


Figura 8. Riqueza promedio (número de especies por parcela \pm error estándar) de coleópteros en Bosque Nativo (N), Plantación de pino adulto (P), Plantación joven sin sotobosque (PJSS) y Plantación joven con sotobosque (PJCS).

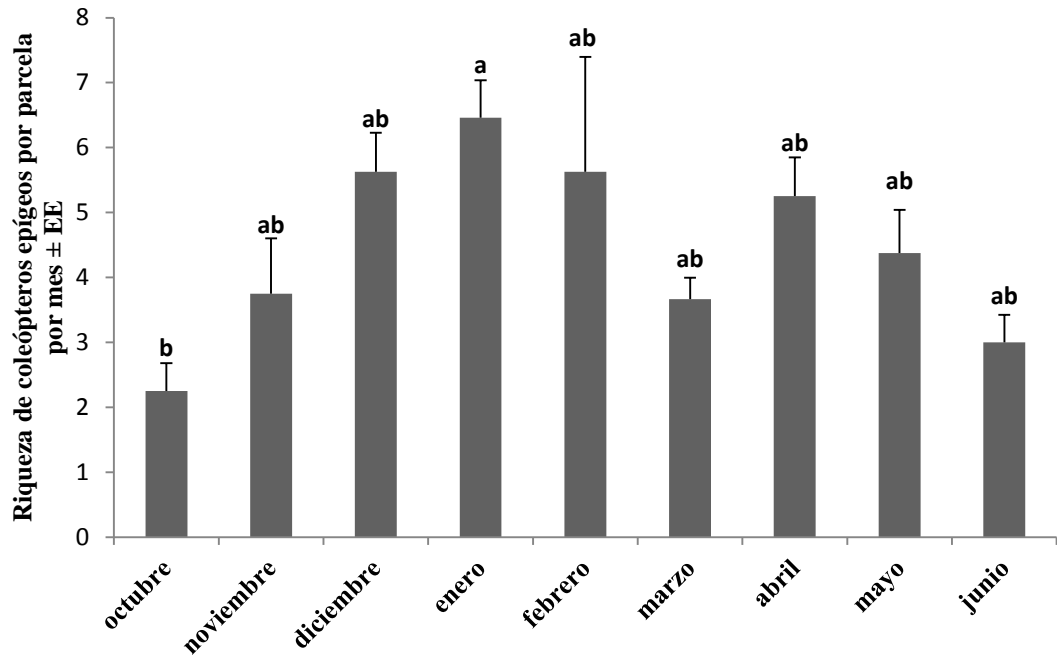


Figura 9. Riqueza promedio (número de especies por parcela \pm error estándar) de coleópteros según mes del año, entre octubre del 2014 a junio del 2015. Los promedios incluyen las abundancias en todas las parcelas muestreadas en todos los hábitats ($n = 24$). Letras distintas entre sí indican diferencias significativas (prueba LSD, $P < 0,05$).

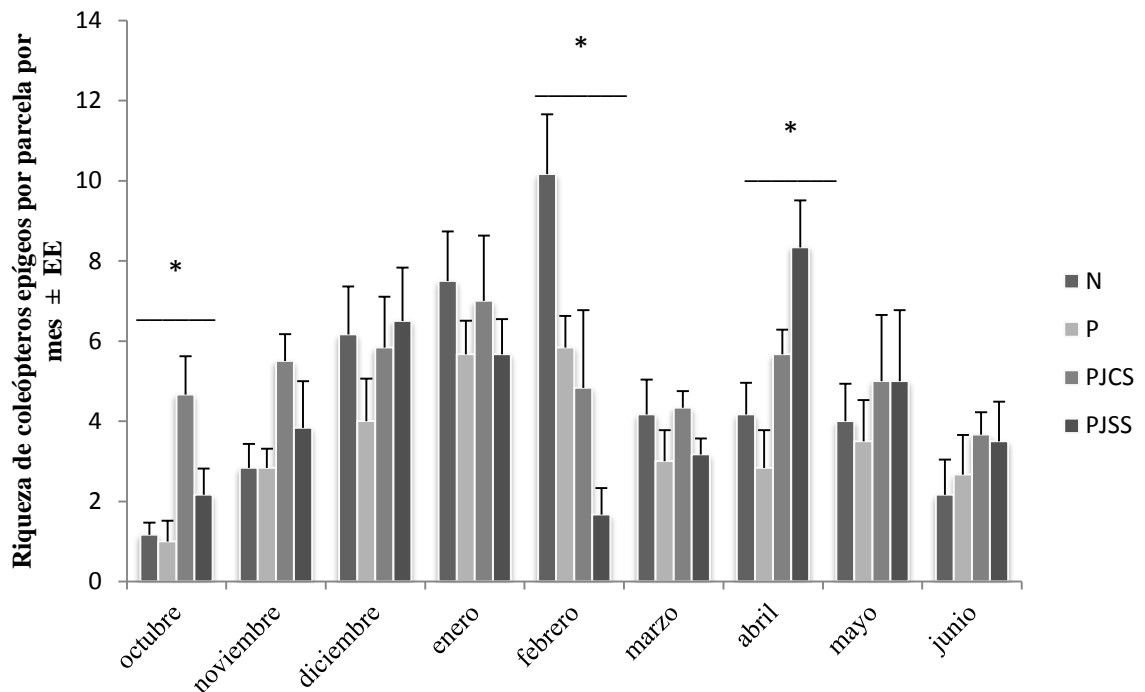


Figura 10. Riqueza promedio (número de especies por parcela \pm error estándar) de coleópteros por parcela en Bosque Nativo (N), Plantación de pino adulto (P), Plantación joven sin sotobosque (PJSS) y Plantación joven con sotobosque (PJCS), desde octubre de 2014 a junio de 2015. Los asteriscos muestran los meses en que hubo diferencias significativas entre hábitats (prueba LSD, $P < 0,05$).

En las curvas de acumulación de especies, construidas con un 95% de confianza, se observa que la riqueza de P se estabiliza en un valor mucho antes que las demás; N Y PJSS presentan valores intermedios mientras que PJCS obtiene la mayor riqueza (Figura 11).

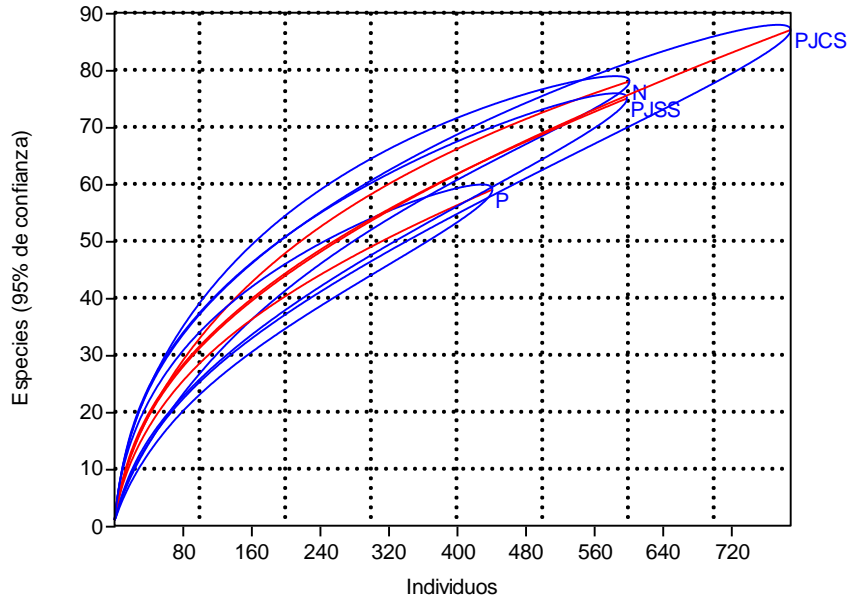


Figura 11. Curvas de acumulación de especies en función de los individuos colectados usando el algoritmo de Krebs (1989) en Bosque Nativo (N), Plantación de pino adulto (P), Plantación joven consotobosque (PJCS) y Plantación joven sin sotobosque (PJSS).

Diversidad y homogeneidad

La diversidad (Shannon-Wiener) y homogeneidad de los ensambles de coleópteros epígeos no variaron significativamente entre hábitats (Cuadro 5, Figura 12).

Cuadro 5. Resumen de análisis de varianza de una vía para el efecto del hábitat sobre la diversidad (Shannon-Wiener) y homogeneidad de los ensambles de coleópteros epígeos

	gl	MS	F	P
Diversidad	3	0,161	1,27	0,311
Error	20	0,126		
Equitatividad	3	0,002	0,41	0,745
Error	20	0,007		

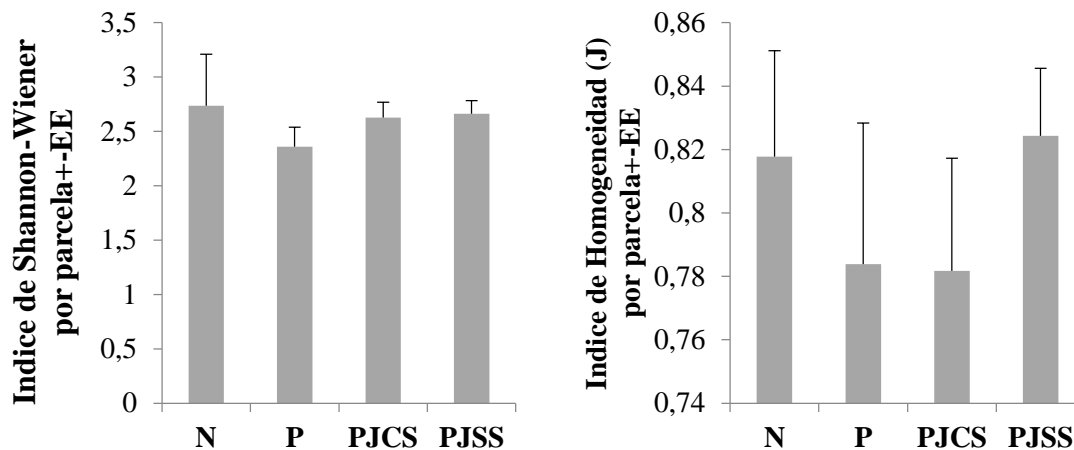


Figura 12. Diversidad de Shannon-Wiener promedio (índice de diversidad por parcela \pm error estándar) y Homogeneidad promedio (índice de homogeneidad por parcela \pm error estándar) de coleópteros en Bosque Nativo (N), Plantación de pino adulto (P), Plantación joven sin sotobosque (PJSS) y Plantación joven con sotobosque (PJCS) (prueba LSD, $P > 0.05$).

Anidamiento

El índice de anidamiento estimó una temperatura de matriz de $32,1^\circ$ en la matriz empaquetada (Figura 13). La probabilidad que esta disposición de especies en los diferentes sitios sea al azar es muy cercana a 0 (Cuadro 6), por lo que el sistema se encuentra anidado. En el análisis se observaron especies idiosincráticas, es decir, que no responden al patrón de un sistema anidado (en cual los sitios más ricos contienen a las especies más raras), sino que muestran una distribución aleatoria. En el Anexo 3 se muestran algunas de las especies idiosincráticas encontradas. Para revisar la matriz empaquetada de presencias-ausencias de las especies colectadas en el estudio, ver Anexo 2.

Cuadro 6. Resultados del análisis de anidamiento ($T^{\circ}c$ = Índice de Temperatura calculado para el análisis, $T^{\circ}a$ = Índice de Temperatura esperado por el azar, std dev= Desviación estándar, run= Número de iteraciones del modelo, P= Probabilidad de que la matriz de estudio esté ordenada al azar).

	$T^{\circ}c$	$T^{\circ}a$	desv estándar	iteraciones	P
Especies/sitios	$32,1^\circ$	$49,91^\circ$	2,28	500	$2,94 * e^{-15}$

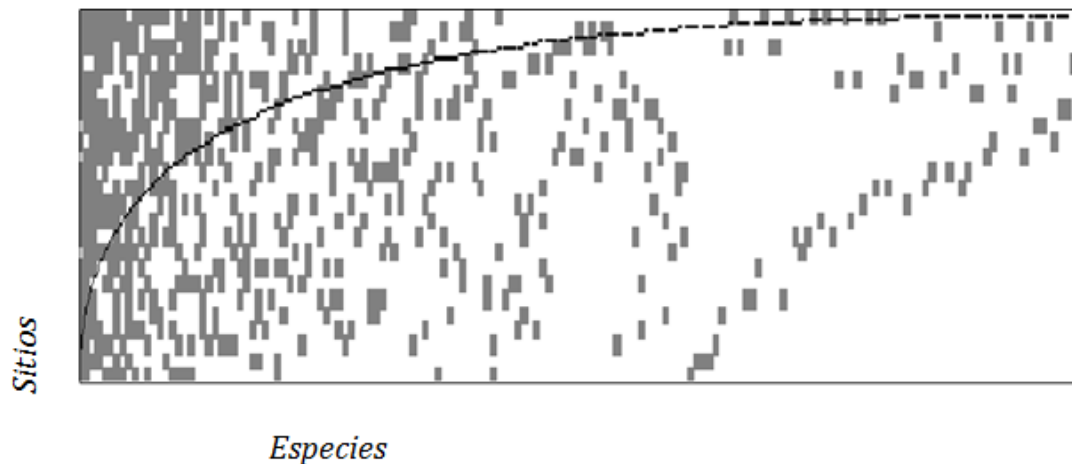


Figura 13. Matriz empaquetada. Una matriz empaquetada tiende a concentrar su ocupación en la zona superior izquierda de la matriz, la cual está delimitada por la línea. Las filas corresponden a los sitios de estudio y las columnas a las especies de coleópteros epigeos encontradas.

DISCUSION

Este trabajo describe por primera vez la fauna de coleópteros epigeos en las plantaciones jóvenes posteriores a la tala rasa que están adyacentes a plantaciones adultas de pino y bosque maulino. Al considerar toda la coleopterofauna colectada, se encontraron tanto especies de distribución amplia como algunas con distribución restringida a la zona del bosque maulino (*Erichius vittatus magnificus* y *Alyma riaseorum*). Además, se encontraron especies para las cuales se amplía su distribución previamente descrita. Por ejemplo, *Bembidiom (Notholopa) scitulum* (Carabidae) se registró por primera vez para la Región del Maule, especie que según Solervicens (2014) estaba descrita para Santa Rosa, Quillota, Algarrobo y Santiago, ampliando su distribución en aproximadamente 360km.

La mayoría de las especies colectadas son nativas (159 especies), con sólo cuatro introducidas o exóticas: *Sitona discoideuse* *Hylaster ater* (Curculionidae) y *Scymnus (Pullus) loewii* e *Hippodamia variegata* (Coccinellidae). *Scymnus (Pullus) loewii* es una especie cosmopolita, que generalmente se asocia a zonas agrícolas, ya que sus presas preferidas son los pulgones (Pacheco, 1985); fue colectada sólo en plantaciones jóvenes (5 en PJSS y 9 en PJCS). *Hippodamia variegata*, de origen europeo, es una especie que se asocia principalmente a praderas y a hábitats abiertos, sobretudo a cultivos de alfalfa (Zaviezo et al ., 2004) y sólo fue encontrada en PJSS (un individuo).El curculiónido *H. ater*, también originario de Europa, fue colectado en todos los hábitats menos en P, lo cual llama la atención pues es una especie qu e se asocia a las plantaciones exóticas (Curkovic et al ., 1996). *Sitona discoideus*, coleóptero originario de la zona mediterránea de Europa, fue citado para Chile por primera en vez en 1986; se alimenta de alfalfa y hospeda en especies de fabáceas (Elgueta, 1986; Artigas, 1994; Elgueta y Marvaldi, 2006). Sólo se encontró un

ejemplar en PJSS. Estos resultados indican que la fauna original de coleópteros epígeos presente en la zona se encuentra poco alterada por especies exóticas, las que además se encontraron en una muy baja abundancia (25 individuos), que corresponde a cerca del 1% de todos los coleópteros colectados en todo el estudio. Estos resultados confirman lo ya establecido en estudios previos con coleópteros tanto epígeos (Moreno, 2001; Grez et al ., 2003) como voladores (Jofré, 2008).

Los coleópteros varían en abundancia a lo largo del año, siendo más abundantes en diciembre, enero (verano) y abril (otoño), y menos abundantes en octubre. Esta variación estacional también ha sido observada previamente por Grez et al ., (2003), quienes encontraron una mayor abundancia de coleópteros en verano que en primavera. En otoño (abril y mayo) las altas abundancias están dadas en gran parte por *Trechisibus angularis* (Carabidae) y *Ceroglossus chilensis* (Carabidae), respectivamente; esta última especie, si bien estuvo presente durante todo el muestreo, presentó picos poblacionales en otoño. La riqueza, en tanto, fue mayor en enero (verano) que en octubre (primavera) mientras que los meses de otoño presentan valores intermedios. Especies capturadas en todas las estaciones fueron *Eupelates transversestrigosus*, *Erichius vittatus magnificus*, *Anthicus* sp1, *Oligocara galvezi*, *Triranmatu chaudiroiri*, *Parhypates chalybicolor*, *Nemoglossa brevis* y *Martinezoste ruizi*. Otras como *Cyanotarus andinus* y tenebriónidos del género *Valdivium*, presentaron presencia primavera-verano mientras que *Loncovilus discoideus* y *Archeopthora penai* en verano-otoño.

El bosque maulino (N) resultó ser el hábitat con la mayor densidad de sotobosque, seguido de Plantación de pino adulto (P), Plantación joven con sotobosque (PJCS) y Plantación joven sin sotobosque (PJJS). Este último presentó menos de la mitad de sotobosque que PJCS. El sotobosque provee una base de alimento y refugio para gran parte de la micro y mesofauna, y sirve de protección al suelo contra la erosión (Ellum, 2009). Las características del sotobosque están muy asociadas a la cobertura del dosel que regula diversos procesos físicos como la intensidad de la radiación solar, la intercepción de las precipitaciones y la exposición al viento (Holmgren et al ., 1997; Valladares et al ., 2004). Por otro lado, existen estudios que afirman que la presencia de sotobosque favorece a la permanencia de las poblaciones de coleópteros epígeos (Estades et al ., 2012; Cerda et al ., 2015).

Al analizar el conjunto de coleópteros epígeos capturados durante todo el estudio no se encontraron diferencias significativas en la abundancia y riqueza de especies en los cuatro hábitats estudiados. Sólo en algunos meses (octubre y febrero para la abundancia y octubre, febrero y abril para la riqueza) se observaron diferencias significativas entre hábitats, pero ellas no fueron consistentes. Además, según el índice de homogeneidad (J') todos los hábitats presentaron una proporción de especies similarmente equitativa, por lo que no se encontraron especies dominantes en ninguno de los hábitats. Sin embargo, la composición de especies de los ensambles sí varió entre hábitats. En los análisis de similitud de especies se observó que existen dos grupos claramente diferenciados: las plantaciones jóvenes por un lado y el bosque maulino con las plantaciones de pino adulto por el otro, diferenciación con un 100% de confianza tanto en el índice de Sorensen como el de Morisita-Horn. Entre N y P sólo se comparte el 47% de las especies ó el 54% si se considera la abundancia de las especies. Algunas especies que fueron encontradas exclusivamente en N y P fueron *Cyanotarus andinus*, *Acalles* sp1, *Acalles* sp5, *Acalles* sp11, *Acalles* sp14, *Perilopsis flava*, *Ericmodes sylvaticus*, *Protosphindus bellusy* *Sericoides obesa*. De todas formas, una buena

parte de las especies de estos dos hábitats se comparten, confirmando lo concluido por Grez et al . (2003) y Jofré (2008) para coleópteros en la misma área, en relación a que las plantaciones de pino adulto con sotobosque conservan una fracción del ensamble de coleópteros del bosque nativo original. 27 especies fueron encontradas sólo en N, la mayoría con un ejemplar encontrado; algunas especies más numerosas en el bosque fueron *Dyctineis asperatus* (n=7), *Acalles lineolatus* (n=12) y *Lampyrinae* [sin gen](n=5). N tuvo una similitud de 37% y 36% con PJCS y PJSS, respectivamente, según el índice de Sorensen, y de un 28% con PJCS y 22% con PJSS según Morisita-Horn. Estos resultados indican que los ensambles de coleópteros epigeos de las PJSS son menos similares a los del bosque maulino que aquellos de las PJCS, lo que sugiere que las especies presentes en PJSS son en menor medida especialistas de bosque que las presentes en PJCS. Algunas especies de N que fueron capturadas en PJCS y no en PJSS fueron *Acalles* sp13, *Rhyephenes humeralis*, *Neoxestus nonguen*, *Erichius brevicollis*, *Sepedophilus apiciventrís* y *Valdivium* sp1. Las abundancias de las especies de carábidos colectadas en N son muy bajas o nulas, donde sólo se destacan *Ceroglossus chilensis* y *Cyanotarus andinus*, los cuales a su vez tuvieron baja abundancia en las plantaciones jóvenes. Especies como *Metius* sp1, *Mimodromites* sp1, *Parhypates extenuatus*, *Tetragonoderus viridis* y *Trechisibus angularis* son muy abundantes en plantaciones jóvenes, en tanto en N y P son muy escasas o no se colectó ningún individuo. Estos resultados indican que las especies de carábidos encontradas en las plantaciones jóvenes probablemente no provienen desde el bosque nativo, sino que llegaron desde otras zonas: géneros como *Tetragonoderus*, *Mimidromites*, *Metius* y *Trechisibus*, que constituyen gran parte de la abundancia en plantaciones jóvenes, corresponden a coleópteros voladores. Estas especies colonizaron la zona quizás por la disponibilidad de recursos (tanto de origen vegetal como presas animales, dependiendo del gremio de cada especie), elemento que no fue medido en este estudio. También, Simonetti y Estades (2012) concluyeron que las plantaciones jóvenes constituyen un hábitat de gran valor para especies propias de matorral o de espacios abiertos. Los carábidos son depredadores tope de las comunidades de coleópteros y son considerados muy sensibles a la fragmentación del hábitat (Gilbert et al ., 1998; Ewers y Didham, 2006; Rainio y Niemelä, 2006). Sin embargo, en este estudio se observó que las distintas especies de carábidos no responden de la misma forma a las perturbaciones. Si bien *C. chilensis* disminuye su abundancia en PJSS con respecto a N, otras como *Mimodromites* sp1 y *Trechisibus angularis* tienen altas abundancias tanto en PJCS como PJSS y bajas en N y P, por lo que no se puede generalizar a nivel de familia.

Por su parte, en P se encontraron 11 especies exclusivas, aunque todas con un ejemplar. Se observó una mayor similitud de este hábitat con PJCS que con PJSS, aunque sólo en el índice de Morisita Horn, con similitudes de un 41% con PJCS y un 32% con PJSS, mientras que el índice de Sorensen indica una similitud de 43% con ambos hábitats. Ello indica que las plantaciones jóvenes son más similares a las plantaciones de pino adultas que al bosque maulino y que esta similitud se acrecienta con la mantención del sotobosque en las plantaciones jóvenes.

Al comparar PJCS con PJSS, se observa que la similitud es muy alta; 19 especies son exclusivas de estos hábitats (casi la mitad de ellas son carábidos). Las especies dominantes de los carábidos encontrados en las plantaciones jóvenes son de los géneros *Metius*, *Mimodromites*, *Tetragonoderus*, *Trechisibus* y *Triranmatus*, los cuales constituyen un 38,9% de la población total en PJCS y un 51,5% en PJSS. Los altos porcentajes de similitud entre estos dos hábitats (64% según Sorensen y 84% según Morisita-Horn) indican

que son grupos bastante homogéneos y que tienen una coleopterofauna bastante diferenciada de las plantaciones adultas y el bosque maulino.

Los análisis de abundancias por especie sugieren que algunas especies son más exitosas (i.e., más abundantes) en un tipo de hábitat por sobre otro. Por ejemplo, *C. chilensis* fue significativamente más abundante en el bosque nativo que en los demás hábitats. Esta especie suele asociarse a los bosques de *Nothofagus*, incluido el bosque maulino, siendo especialmente abundante en fragmentos pequeños de bosque (Henríquez et al ., 2009; Moreno, 2001) pero también se observa en plantaciones de pino (Briones y Jerez, 2007; Grez et al ., 2005). Así, *C. chilensis* sería una especie especialista de bosque que estaría colonizando desde allí la matriz de pino adulta y plantaciones jóvenes, especialmente aquellas con sotobosque (hábitat en el que se registró más del doble de la abundancia que en PJSS). De hecho, se ha comprobado que la presencia de sotobosque en la matriz facilita su colonización por parte de esta especie (Cerda et al . 2015, Russek 2016). Otra especie claramente asociada a bosque nativo fue *Loncovilus discoideus*, una especie de bosque esclerófilo (Saiz et al . 1989) cuya abundancia fue declinando de N, P, PJCS y PJSS. *Cyanotarus andinus*, carábido que habita los cerros de la cordillera de la costa y los Andes y pertenece a un género endémico de Chile central (Solervicens, 2014). En este estudio fue el segundo carábido más abundante en N (luego de *C. chilensis*), en P su abundancia fue baja mientras que en plantaciones jóvenes no fue registrado. Similarmente, *Erichius vittatus magnificus*, especie endémica del bosque maulino (Paulsen, 2010; Weinreich, 1958), fue muy abundante en N y P, mientras que su abundancia fue significativamente más baja en PJSS.

Por el contrario, otras especies están más asociadas a plantaciones jóvenes. *Mimodromites* sp1 fue más abundante en PJCS y PJSS, mientras que en P y B su abundancia fue muy baja y nula, respectivamente. Este resultado no es sorprendente puesto que este género ha sido asociado a praderas (González, 2000). *Eriopsis chilensis* es una especie nativa de coccinélido de espacios abiertos y zonas agrícolas, asociada principalmente a cultivos de alfalfa (Zaviezo et al ., 2004). No prefirió significativamente un hábitat sobre otro, aunque cabe destacar que sólo fue colectada en plantaciones jóvenes, las cuales constituyen un hábitat de mucho valor para especies de matorral o espacios abiertos (DeGraaf et al ., 1992; DeGraaf y Yamasaki, 2003). *Triranmatus chaudiiri* dominó en PJSS por sobre N y P; las especies de éste género también suelen asociarse a cultivos de alfalfa (Zaviezo et al ., 2004). El carábido *Parhypates extenuatus*, al igual que *Nemoglosa brevis* y *Parhypates chalybicolor* (también colectados en este estudio) es un coleóptero endémico de los bosques templados sudamericanos (Roig-Juñent, 2006, citado por Fierro, 2011). A pesar de ser especialista de bosque, no fue registrada en N y su mayor abundancia fue en plantaciones jóvenes, especialmente en PJCS. Este carábido suele depender de la hojarasca para esconderse durante el día (Díaz, 2006), por lo que la presencia de sotobosque puede influir en la mayor abundancia de esta especie en PJCS; sin embargo, la nula presencia en N y baja en P sugiere que habría colonizado las plantaciones desde otro hábitat. Otro carábido asociado a praderas (González, 2000; Devoto et al 2007) es *Trechisibus angularis*, el cual también fue muy abundante en plantaciones jóvenes.

Además de las especies más numerosas, hay otras especies presentes en este estudio que es importante resaltar por diversas razones. Un escarabeido muy dependiente de la vegetación es *Hylamorpha elegans*, cuyo individuo adulto se alimenta de hojas de *Nothofagus* y de algunas especies exóticas como el abedul (Briones et al . 2012); esta especie fue capturada

en N y PJCS. *Apterodorcus bacchus*, especie icónica de los bosques de *Nothofagus*, prefiere la corteza de roble y maqui para su desarrollo, alimentando a sus larvas de madera semipodrida (Briones et al . 2012). Su abundancia fue mayor en N y mayor en PJCS que PJSS. Tanto las larvas como los adultos del género *Callyntra* suelen habitar bajo la hojarasca, troncos y piedras; la especie fue colectada en P y PJCS. *Polynoncus bullatus*, especie registrada en todos los hábitats menos N, es una especie que se alimenta principalmente de carroña, mayoritariamente de huesos, plumas y excrementos de zorro; suele preferir los ambientes más abiertos o praderas (Briones et al . 2012). *Acanthinodera cummingii*, conocida popularmente como “Madre de la culebra” es una especie en estado de conservación vulnerable (Briones et al. 2012). Fue registrada sólo en el bosque nativo, y sólo se capturó un individuo. Ello puede ser una subestimación dado que se avistaron varios individuos machos y hembras, principalmente en bosque nativo. Probablemente su gran tamaño (8 cm), habría facilitado el escape de los individuos capturados en las trampas.

Los coleópteros del área de estudio presentan una estructura anidada, es decir, la fauna de los sitios con menor número de especies son subconjuntos no azarosos de aquellos con mayor número de especies. Esto quiere decir que existen conjuntos ricos en especies que son proveedores de especies de aquellos sitios con menos riqueza (Almeida-nieto, 2008; Atmar y Patterson, 1993). La estructura de los ensambles de coleópteros resultó ser anidada a pesar de que las comunidades con mayor número de especies tienden a ser azarasas (González y Poulin, 2005). Se esperaba que las especies de coleópteros de las plantaciones de pino fueran un subconjunto anidado de las del bosque nativo. Sin embargo, al observar la matriz anidada (Anexo 2), se evidencia que el anidamiento de los sitios no depende del tipo de hábitat, sino que los sitios responden de forma idiosincrática. Sorprendentemente, el sitio que tuvo más especies fue una parcela PJSS y, en general, las plantaciones jóvenes fueron sitios abundantes en especies. Estos sitios se ubicaron principalmente a la izquierda de la matriz, lo que indica que son sitios ricos en especies. Este resultado también apoya lo concluido en un metanálisis realizado por Estades y Simonetti (2012), donde afirman que ocurre un aumento en la riqueza de artrópodos posterior a la tala. Según las curvas de acumulación de especies, P es el hábitat con la menor riqueza de este estudio, de lo que se infiere que la alta riqueza en plantaciones jóvenes podría ser sólo un efecto temporal que se perdería en la medida que los pinos crecen. En el análisis de anidamiento se pudo visualizar una gran cantidad de ruido o especies idiosincráticas, de las cuales se nombraron las más representativas (Anexo 3), la mayoría especies de poca abundancia.

En resumen, este estudio confirma que la coleóptero fauna del bosque maulino es una fauna única, con alto grado de endemismo y baja cantidad de especies exóticas (Solervicens y Elgueta, 1994; Elgueta, 1995; Grez et al ., 2003; Grez, 2005; Jerez, 2005). Ello se repite en las plantaciones de pino que rodean este bosque, incluso en las plantaciones jóvenes, las que conservan parte de aquella presente tanto en N como P. Sin embargo, aquellas plantaciones jóvenes sin sotobosque son las que comparten menos especies con el N y serían menos favorables para esta fauna que las con sotobosque, por lo que la mantención del sotobosque en las plantaciones jóvenes es crucial para su conservación. Los resultados de este estudio pueden orientar al manejo de las plantaciones de pino post-tala en la industria forestal, la cual debe ser sustentable y asegurar la conservación de la biodiversidad, según lo establecido en el Plan Estratégico para la Biodiversidad 2011-2020 de la Convención de Diversidad Biológica (UN, 2010), al que Chile está suscrito. Asimismo, la Estrategia Nacional de Biodiversidad busca mejorar el cumplimiento de las metas Aichi establecidas, que al año 2014 presentaban un desempeño bajo lo esperado. Por

último, el bosque maulino es considerado un “hotspot” para la conservación de la biodiversidad, que si bien se encuentra protegido en dos Reservas Nacionales, gran parte de su territorio fue reemplazado para uso forestal: debido a ello, la conservación no solo debe realizarse en las áreas protegidas sino también debe existir cooperación desde el sector privado y así lograr abarcar las dimensiones requeridas para la conservación de los distintos ecosistemas (Simonetti et al., 2006).

CONCLUSIONES

- Se encontraron 163 especies de coleópteros: 4 introducidas y 159 nativas. Se registró *Bembidiom (Notholopa) scitulum* por primera vez para la Región del Maule.
- La abundancia, riqueza diversidad y equitividad no fueron afectadas por el tipo de hábitat, aún cuando las curvas de acumulación de especies muestran que las plantaciones de pino jóvenes con sotobosque tienen la mayor riqueza de especies. Este resultado puede ser transitorio por cuanto las plantaciones de pino adulto son las que tienen la fauna más empobrecida.
- La composición de coleópteros epigeos del bosque maulino es más similar a la de plantaciones jóvenes con sotobosque que a las sin sotobosque.
- Las plantaciones jóvenes fueron, en general, abundantes en especies típicas de hábitats abiertos, sin embargo, aquellas con sotobosque tuvieron mayor abundancia de especies especialistas de bosque
- La fauna de coleópteros epígeos del área de estudio presenta una estructura anidada, pero este anidamiento no tiene relación con el tipo de hábitat, sino que los sitios responden de forma idiosincrática.

BIBLIOGRAFIA

Adler, P. B. y W. K. Lauenroth 2003. The power of time: spatiotemporal scaling of species diversity. *Ecol. Lett.*, 6: 749-756

Almeida-Neto, M. 2008. On nestedness analyses: rethinking matrix temperature and anti-nestedness. *Oikos*, 116: 716-722.

Artigas, J. 1994. Entomología económica, Insectos de interés Agrícola, Forestal, Médico y Veterinario, Volumen 2. Ediciones Universidad de Concepción, Concepción, Chile. 1968p.

Atmar, W y B. Patterson .1993. The measure of order and disorder in the distribution of species in fragmented habitat. *Oecologia* 96:373-382.

Bauhus, J. y J. Schmerbeck. 2010. Silvicultural options to enhance and use forest plantation biodiversity, in Bauhus, J., P.J. van der Meer & M. Kanninen (eds.) Ecosystem goods and services from plantation forests. Earthscan, London. 139p.

Baker, S.C., T.A. Spies, T.J. Wardlaw, J. Balmer, J.F. Franklin y G.J. Jordan. 2013. The harvested side of edges: effect of retained forests on the re-establishment of biodiversity in adjacent harvested areas. *Forest Ecology and Management*, 302: 107–121.

Borror D., D. De Long y C. Triplehorn. 1981. An introduction to the study of insects. Saunders College, Philadelphia, 827 pp.

Braschler, B., G. Lampel .y B.Baur. 2003. Experimental small-scale grassland fragmentation alters aphid population dynamics. *Oikos*, 100: 581-591.

Bremer, L. y K. Farley. 2010. Does plantation forestry restore biodiversity or create green deserts? A synthesis of the effects of land-use transitions on plant species richness. *Biodiversity and Conservation*, 19: 3893-3915.

Briones, R. y V. Jerez. 2007. Efecto de la edad de la plantación de *Pinus radiata* en la abundancia de *Ceroglossus chilensis* (Coleóptera: Carabidae) en la Región del Biobío, Chile. *Revista Bosque*, 28(3): 207-214.

Briones, R., F. Garate y V.Jerez. 2012. Insectos de Chile nativos, introducidos y con problemas de conservación, guía de campo. Primera edición. Ed. Corporación Chilena de la Madera, Concepción, Chile. 256p.

Brockerhoff, E., H. Jactel, J. Parrotta, C.P. Quine y J. Sayer. 2008. Plantation forests and biodiversity: oxymoron or opportunity? *Biodiversity and Conservation*, 17: 925-951.

Brockerhoff, E.G., H. Jactel, J.A. Parrotta y S.F. Ferraz.2012. Role of eucalypt and other planted forests in biodiversity conservation and the provision of biodiversity-related ecosystem services. *Forest Ecology and Management*, 301: 43–50.

- Burns, C.E. y J.S. Gear. 2008. Effects of habitat loss on populations of white-footed mice: testing matrix model predictions with landscape-scale perturbation experiments. *Landscape Ecology*, 23: 817-831.
- Bustamante, R.O., I. Serey y S. Pickett. 2003. Forest fragmentation, plant regeneration and invasion processes across edges in central Chile. *Ecological Studies*, 162: 145-160.
- Bustamante, R.O., A.A. Grez y J.A. Simonetti. 2006. Efectos de la fragmentación del bosque maulino sobre la abundancia y diversidad de especies nativas, in Grez, A.A., J.A. Simonetti & R.O. Bustamante (eds). Biodiversidad en ambientes fragmentados de Chile: patrones y procesos a diferentes escalas. Editorial Universitaria, Santiago. 232p.
- Cerda, Y., A.A. Grez y J.A. Simonetti. 2015. The role of understory on the abundance, movement and survival of *Ceroglossus chilensis* in pine plantations: an experimental test. *Journal of Insect Conservation*, 19: 119-127.
- Curkovic, T., J. Henríquez, J. Barriga, T. Fichet y J. Macaya. 1996. Coleópteros xilófagos en la VII Región: Al acecho de la flora nativa. *Chile Forestal*, 21: 17-19.
- Darlington, P.J. 1957. Zoogeography: the geographical distribution of animals. John Wiley and sons. New York. 675p.
- DeGraff, R. y M. Yamasaki. 2003. Options for managing early-successional forest and shrubland bird habitats in the northeastend. *Forest Ecology and Management*, 185: 179-191
- Devotto, L., Roberto, C., Ernesto, C. y Marcos G. Effects of Lambda-cyhalothrin and *Beauveria bassiana* spores on abundancia of Chilean soil surfaces predators, specially spiders and carabid beattles. *Pedobiologia*, 51: 65-73.
- Diaz, M. 2006. Efecto de los caminos y desechos forestales en el movimiento del coleóptero caminador *Parhypates (Eutamys) extenuatus* (CARABIDAE). Memoria de título Ingeniero Forestal. Santiago, Chile. Facultad de Ciencias Forestales, Universidad de Chile. 37p.
- Didham R., J. Ghazoul, N. Stork y A.Davis .1996.Insects in fragmented forests: a functional approach. *Trends in Ecology and Evolution*, 11: 255-260.
- Didham R. 1997. An overview of invertebrate responses to forest fragmentation. En: Watt A.D., N.E. Stork y M.D. Hunter (eds.) Forest and insects, Chapman & Hall, Londres. 450p.
- Didham R., P.Hammond, J. Lawton, P. Eggleton y N.Stork .1998. Beetle species responses to tropical forest fragmentation. *Ecological Monographs*, 68: 295-323.
- Donoso, D. 2000. Efecto de la fragmentación del bosque maulino sobre granivoría de semillas que difieren en tamaño. Memoria de Título, Santiago, Chile. Facultad de Ciencias Veterinarias y Pecuarias, Universidad de Chile. 42p

- Echeverría C, D Coomes, J. Salas, J. Rey Benayas, A. Lara y A. Newton. 2006. Rapid deforestation and fragmentation of Chilean temperate forests. *Biological Conservation*, 130: 481-494.
- Elgueta, M. 1986. Presencia en Chile de *Sitona Discoideus* Gyllenhal (Coleoptera: Curculionidae). *Revista Chilena de Entomología*, 14: 105-106.
- Elgueta, M. 1995. Coleoptera. Pp 246-252. *En*: Simonetti, J., Kalin, M.T., Spotorno, A.E., Lozada, E. (eds.). Diversidad biológica de Chile. CONICYT.
- Elgueta, M. 2000. Coleoptera en Chile. Pp 145-154. *En*: Martín-Piera, F., J. J. Morrone y A. Melic (eds.). Hacia un proyecto CYTED para el inventario y estimación de la diversidad entomológica en Iberoamérica: PrIBES-2000. Monografías Tercer Milenio 1. Sociedad Entomológica Aragonesa, Zaragoza.
- Elgueta, M. y A. Marvaldi. 2006. Lista sistemática de las especies de Curculionidae (Insecta: Coleoptera) presentes en Chile, con su sinonimia. *Boletín Museo Nacional de Historia Natural Chile*, 55: 113-153.
- Ellum, DS. 2009. Floristic Diversity in Managed Forests: Demography and Physiology of Understory Plants Following Disturbance in Southern New England Forests. *Journal sustainable forestry* 28: 132-1
- Estades, C.F., A.A.Grez y J.A.Simonetti. 2012. Biodiversity in Monterrey pine plantations, in Simonetti, J.A., A.A. Grez & C.F. Estades (eds.). Biodiversity conservation in agroforestry landscapes: challenges and opportunities. Editorial Universitaria, Santiago.325p.
- Ewers, R.M. y R.K. Didham. 2006. Confounding factors in the detection of species responses to habitat fragmentation. *Biological Reviews*, 81: 117-142.
- FAO (Food and Agriculture Organization of the United Nations), 2011. State of the world's forests 2011.FAO, Rome.
- Faraway, J. 2005.Extending the linear model with R. Generalized linear mixed effects and non-parametric regression models.Segunda Edición. Londres, Inglaterra: CRC Press, Boca Raton. 345p.
- Fierro, A., A. Zúñiga, A. Aguilera, y R. Rebolledo .2011. Carábidos (Coleoptera: Carabidae) presentes en un relicto vegetal del llano central de La Araucanía. *Idesia*, 29 (3): 87-97.
- Gentry A. H. 1982. Patterns of Neotropical plant species diversity. *Evolutionary Biology*, 15: 1-84.
- Gil Flores, J. 2003. Aplicación del método bootstrap al contraste de hipótesis en la investigación educativa. *Revista de Educación*, 336:251-65

Gilbert F, A González, y L Evans-Freke. 1998. Corridors maintain species richness in the fragmented landscapes of a micro-ecosystem. *Proceedings of the royal society London*, 265:577-582.

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

Grez, A. 2005. El valor de los fragmentos pequeños de bosque Maulino en la conservación de la fauna de coleópteros epigeos. En: Smith-Ramírez, C., J. Armesto and C. Valdovinos (eds.), Biodiversidad y Ecología de los bosques de la cordillera de la Costa de Chile. Editorial Universitaria, Santiago. 708p.

González, E. 2000. Fauna de carábidos en una pradera artificial y descripción de estados preimaginales. Tesis Ingeniería agronómica. Valdivia, Facultad de Ciencias Agrarias, Universidad Austral de Chile. 128 p.

González M, y R Poulin. 2005. Spatial and temporal predictability of the parasite community structure of a benthic marine fish along its distributional range. *International Journal for Parasitology*, 35: 1369-77.

Hammer, Ø., D Harper, y P. Ryan. 2001. Past: paleontological statistics software package for education and data analysis. *Palaeontologia Electronica*, 4: 9.

Henríquez, P. 2007. Densidad poblacional, razón de sexos, tamaño corporal y asimetría fluctuante de *Ceroglossus chilensis* (Coleoptera: Carabidae) en el bosque Maulino y plantaciones de pino aledañas (VII Región, Chile). Memoria de Título Ingeniero en Recursos Naturales Renovables, Santiago, Chile. Facultad de Ciencias Agronómicas, Universidad de Chile. 42p.

Holmgren, M., M. Scheffery y M. Huston. 1997. The interplay of facilitation and competition in plant communities. *Ecology*, 78: 1966-1975.

Hutcheson, K. 1970. A test for comparing diversities based on the Shannon formula. *Journal of Theoretical Biology*, 29: 151-154.

Jerez, V. 2005. Patrones de diversidad de Chrysomelidae (Insecta-Coleoptera) en la Cordillera de la Costa de Chile central y sur. Pp. 340-351. En: Smith, C., J.J. Armesto y C. Valdovinos. (eds.) Historia, biodiversidad y ecología de los bosques de la Cordillera de la Costa. Editorial Universitaria, Santiago. 708p.

Jofré, M. 2008. Variabilidad temporal en la composición. Abundancia y riqueza de coleópteros voladores asociados a fragmentos de diferente tamaño de bosque maulino y plantaciones de pino aledañas. Memoria de Título Ingeniero en Recursos Naturales Renovables, Santiago, Chile. Facultad de Ciencias Agronómicas, Universidad de Chile. 73p.

Kerr, G. 1999. The use of silvicultural systems to enhance the biological diversity of plantation forests in Britain. *Forestry*, 72: 191-205.

- Krebs, C. 1989. Ecological methodology. Harper and Row, New York, New York, USA. 654 pp.
- Lawrence, J. F. y E. B. Britton. 1991. Coleoptera. En: CSIRO (eds.), The insects of Australia. A textbook for students and research workers, 2: 543-683. Melbourne University Press, Melbourne. 105p.
- Ledesma R. 2008. Introducción al bootstrap. Desarrollo de un ejemplo acompañado de software de aplicación. *Tutorials in Quantitative Methods for Psychology*, 4:51-60.
- Lindenmayer, D.B y S.A. Cunningham. En prensa. Six principles for managing forests as ecologically sustainable ecosystems. *Landscape Ecology*.
- Magurran, A. 1988. Ecological diversity and its measurements. Princeton University Press, New Jersey, 179 p.
- McGarigal, K. y S. Cushman. 2002. Comparative evaluation of experimental approaches to the study of habitat fragmentation effects. *Ecological Applications*, 12: 335-345.
- Moreno, P. 2001. Efecto de la fragmentación del bosque maulino sobre la composición, abundancia y distribución de tamaños de coleópteros epígeos. Memoria de título Medico Veterinario, Santiago, Chile. Universidad de Chile, Facultad de Ciencias Veterinarias y Pecuarias. 71p.
- Morrone, J.J., S.R. Juñent y J.V. Crisci, 1994. South American beetles. *National Geographic Research & Exploration*, 10: 105-115.
- Nájera, A. J.A. y Simonetti. 2010. Can oil palm plantations become bird friendly? *Agroforestry Systems*, 80: 203-209.
- Pacheco Mendivil, F. 1985. Plagas de los cultivos agrícolas en Sonora y Baja California. SARH. INIA. CIAN. México. 414 pp
- Palacios, C.P., B. Agüero, B. y J.A. Simonetti. 2013. Agroforestry systems as habitat for herpetofauna: is there supporting evidence? *Agroforestry Systems*, 87: 517-523.
- Paulsen, M.J. 2010. The stag beetles of southern South America (Coleoptera: Lucanidae). *Bulletin of University of Nebraska State Museum*, 24: 1-148.
- Pawson, S.M., E.G. Brockerhoff, D.A. Norton y R.K. Didham. 2006. Clear-fell harvest impacts on biodiversity: past research and the search for harvest size thresholds. *Canadian Journal of Forest Research*, 36: 1035-1046.
- Pawson, S.M., E.G. Brockerhoff, M.S. Watt y R.K. Didham. 2011. Maximizing biodiversity in plantation forests: insights from long-term changes in clearfell-sensitive beetles in a *Pinus radiata* plantation. *Biological Conservation*, 144: 2842-2850.

- Patterson, B.D. y W. Atmar. 1986. Nestes subsets and the structure of insular mammalian faunas and archipelagos. *Biological Journal of the Linnean Society*, 28:65-82
- Peña L. 1986. Introducción a los insectos de Chile. Editorial Universitaria, Santiago, 253 pp.
- Poch, T. y J.A. Simonetti. 2013. Insectivory in *Pinus radiata* plantations with different degrees of structural complexity. *Forest Ecology and Management*, 304: 132-136.
- Qinghong, L. 1995 A model for species diversity monitoring at community level and its applications. *Environmental Monitoring and Assessment*, 34: 271-287.
- Rainio, J. y J. Niemelä. 2006. Comparison of carabid beetle (Coleoptera; Carabidae) occurrence in rain forest and human-modified sites in south-eastern Madagascar. *Journal of Insect Conservation*, 10: 219-228.
- Ramírez, P.A. y J.A. Simonetti. 2011. Conservation opportunities in agroforestry plantations: the case of mammals. *Journal of Nature Conservation*, 19: 351-355.
- Reinert, H.K., W.F. Munroe, C.E. Brennan, M.N. Rach, S. Pelesky y L.M. Bushar. 2011. Response of timber rattlesnakes to commercial logging operations. *Journal of Wildlife Management*, 75: 19-29.
- Russek, L. 2016. El rol de la vegetación acompañante en el movimiento de *Ceroglossus chilensis* en las plantaciones de pino adultas, jóvenes y bosque maulino. Memoria de Título Ingeniero en Recursos Naturales Renovables, Santiago, Chile. Facultad de Ciencias Agronómicas, Universidad de Chile. 43p.
- Saiz F., J. Solervicens y P. Ojeda. 1989. Coleópteros del Parque Nacional La Campana y Chile central. Ediciones Universitarias de Valparaíso, Valparaíso, 124 pp.
- Shannon, C.E. y W. Weaver. 1949. The Mathematical Theory of Communication. University Illinois Press, Urbana, IL. 132p.
- Simonetti, J.A. 2006. Conservación de la biodiversidad en ambientes fragmentados: el caso del bosque maulino, in Grez, A.A., J.A. Simonetti & R.O. Bustamante (eds.). Biodiversidad en ambientes fragmentados de Chile: patrones y procesos a diferentes escalas. Editorial Universitaria, Santiago. 232p.
- Simonetti, J.A., A.A. Grez y R.O. Bustamante. 2006. Interacciones y procesos en el bosque maulino fragmentado, in Grez, A.A., J.A. Simonetti & R.O. Bustamante (eds.). Biodiversidad en ambientes fragmentados de Chile: patrones y procesos a diferentes escalas. Editorial Universitaria, Santiago. 232p.
- Simonetti, J.A., A.A. Grez y C.F. Estades (eds.). 2012. Biodiversity conservation in agroforestry landscapes: challenges and opportunities. Editorial Universitaria, Santiago.
- Simonetti, J.A., A.A. Grez y C.F. Estades. En prensa. Providing habitat for native mammals through understory enhancement in forestry plantations. *Conservation Biology*.

Solervicens, 2014. Coleópteros de la Reserva Nacional Rio Clarillo en Chile central: Taxonomía, biología y biogeografía. Primera edición. Corporación Nacional Forestal, Santiago, Chile. 478p.

Todd, B.D. y B.B. Rothermel. 2006. Assessing quality of clearcut habitats for amphibians: Effects on abundances versus vital rates in the southern toad (*Bufo terrestris*). *Biological Conservation*, 133: 178-185.

UN (United Nations). 2010. United Nations Convention on Biological Diversity, Strategic Plan for Biodiversity 2011–2020, including Aichi Biodiversity Targets. Secretariat of the Convention on Biological Diversity, Montreal (disponible en: www.cbd.int/sp). Consultado en: 21 de enero de 2017.

Ulrich, W. y N. Gotelli. 2007. Null model analysis of species nestedness patterns. *Ecology*, 88:1824-1831.

Ulrich W, M. Almeida-Neto y N. Gotelli. 2009. A consumer's guide to nestedness analysis. *Oikos*, 118: 3-17.

Valladares, F; I Aranda Y D. Sanchez Gomez. 2004. La luz como factor ecológico y evolutivo para las plantas y su interacción con el agua. Ecología del bosque mediterráneo en un mundo cambiante. Ministerio de Medio Ambiente, EGRAF, S.A., Madrid-España. 583p.

Venables, W. y B. Ripley. 2002. Modern Applied Statistics with S. Cuarta Edición. Nueva York, E.E.U.U.: Springer Science & Business Media. 498p.

Vergara, O. y V. Jerez. 2010. Insectos e infestaciones asociadas al follaje de *Nothofagus antarctica* (Forst) Oerst (Nothofagaceae) en la cuenca del río Baker, Región de Aysén, Chile. *Gayana*, 74: 83-93.

Zaviezo, T.; Audrey. G. y Denisse D. 2004. Dinámica temporal de coleópteros asociados a alfalfa. *Ciencia e investigación agraria*, 31 (1): 29-38.

ANEXOS

Anexo 1 : Lista de especies de coleópteros capturados por cada unidad de muestreo según el mes de colecta, en Bosque Nativo (N), Plantación de pino adulto (P), Plantación joven con sotobosque (PC) y Plantación joven sin sotobosque (PS).

OCTUBRE																								
Especie	N	N	N	N	N	N	P	P	P	P	P	P	PC	PC	PC	PC	PC	PC	PS	PS	PS	PS	PS	PS
<i>Anthicus</i> sp1																								2
<i>Anthicus</i> sp5				1																				2
<i>Apocryphini Lacordaire (tribu)</i> sp 1																								1
<i>Apterodorcus bacchus</i>												1								1				1
<i>Ceroglossus chilensis</i>						9	10																	
<i>Chrysolina quadrigemina</i>																							1	1
<i>Mimodromomites</i> sp																							1	
<i>Erichius brevicollis</i>													1											
<i>Erichius vittatus magnificus</i>				2	1						2	1			1			1		2	1			1
<i>Heliofugus impressus</i>							1													1				
<i>Nemoglosa brevis</i>												1									2	1		
<i>Ogmopleura</i> sp1																						1	1	
<i>Oligocara galvezi</i>														5					2	1		1		1
<i>Parhypates chalivicolor</i>																						1	1	
<i>Parhypates chilensis</i>																							1	
<i>Parhypates extenuatus</i>											2											4		
<i>Phytholaema herrmanni</i>																								9
<i>Sericoides obesa</i>		1																						
<i>Tetragonoderus viridis</i>														4	2	1	6	1	7	8	1		4	8
<i>Trirammatus chaudiari</i>																							1	1
<i>Valdivium</i> sp 1																						1		
NOVIEMBRE																								
Especie	N	N	N	N	N	N	P	P	P	P	P	P	PC	PC	PC	PC	PC	PC	PS	PS	PS	PS	PS	PS
<i>Aff tomoderus</i>		1																						
<i>Alecula penai</i>																								1
<i>Allyma riesorum</i>						1																		
<i>Anthicus</i> sp1														2	1								3	1
<i>Apterodorcus bacchus</i>				1	2						2							1						1
<i>Arthrobrachus nigromaculatus</i>																					1			
<i>Blapstinus punctulatus</i>																							3	
<i>Bolborhinium tubericeps</i>																				1				
<i>Callyntra inflata</i>												1					1							
<i>Ceroglossus chilensis</i>						9	3				1		1											4

<i>Bolborhinium tubriceps</i>							1																		
<i>Ceroglossus chilensis</i>		1					7					2	4	1	3								10		
<i>Chrysolina quadrigemina</i>																			1						
<i>Endeius sp1</i>														1									1		
<i>Ericmodes sylvaticus</i>											1														
<i>Eupelastes transversistrigosus</i>		1									3	1	1	1	2							3	1		
<i>Homalotrichus striatus</i>			2												3										
<i>Listroderes subcintus</i>															1										
<i>Loncovilus discoideus</i>							4				2														
<i>Namunaria angustata</i>															1										
<i>Nemadotropis stenosoma</i>							1			1															
<i>Nemoglosa brevis</i>								1													1	2			
<i>Oligocara galvezi</i>																						1			
<i>Parhypates chalybicolor</i>							1				1	2	1						1				1		
<i>Parhypates extenuatus</i>										3						26						7			
<i>Protopshilafa sp.</i>																						1			
<i>Sericoides obesa</i>			1																						
<i>Trechisibus angularis</i>								1					2	2	2	1	2				3	1	3	1	5
<i>Triammatius striatula</i>																						1			

Anexo 2. Matriz empaquetada de presencia-ausencia de las especies colectadas en el estudio, según sitio de captura (donde n=Bosque maulino, p=Plantación pino adulto, cs=Plantación joven con sotobosque y ss=Plantación joven sin sotobosque).

	ss	cs	cs	n	n	ss	cs	cs	n	ss	n	cs	n	p	p	p	n	n	ss	ss	p	ss	p	cs	p	Total
<i>Erichius vittatus magnificus</i>	1	1	1	1	1	0	1	0	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	23
<i>Ceroglossus chilensis</i>	1	1	1	1	1	0	1	1	0	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	0	1	1	1	1	1	22
<i>Loncovilus discoideus</i>	1	1	1	1	1	0	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	0	1	0	1	0	1	21
<i>Eupelastes transversistrigosus</i>	0	1	1	0	1	0	1	1	1	0	0	1	1	1	1	1	1	1	1	0	1	0	1	1	1	18
<i>Oligocara galvezi</i>	1	1	1	1	1	1	1	1	0	1	0	1	0	1	1	0	0	0	1	0	1	1	0	0	1	16
<i>Anthicus sp1</i>	1	1	1	0	1	1	1	1	0	1	1	1	0	0	1	0	0	0	1	1	0	1	0	1	0	15
<i>Namunaria angustata</i>	1	1	0	1	0	0	0	1	0	1	0	0	1	1	1	1	1	1	1	1	1	0	1	0	1	16
<i>Trechisibus angularis</i>	1	1	1	0	0	1	1	1	0	1	0	1	0	0	1	1	0	0	1	1	0	1	0	1	0	14
<i>Heliofugus impressus</i>	0	0	1	1	1	1	1	0	1	0	1	0	1	1	0	1	1	1	0	0	1	0	0	0	0	13
<i>Martinezostes ruizi</i>	1	0	1	1	1	0	0	0	1	1	1	0	1	1	1	0	1	1	0	0	0	0	0	1	0	13
<i>Parhypates chalybicolor</i>	1	1	1	0	1	0	1	1	0	0	0	1	0	1	1	0	0	0	1	0	1	0	0	1	0	12
<i>Tetragonoderus sp.</i>	1	1	1	0	0	1	1	1	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0	1	1	0	1	0	1	0	12
<i>Apterodorcus bacchus</i>	1	0	1	1	1	1	1	0	1	0	1	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	11
<i>Nemoglosa brevis</i>	1	0	1	1	0	1	0	1	1	1	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0	11
<i>Triammatius chaudiari</i>	1	1	1	0	0	1	1	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	1	0	1	0	11
<i>Eriopis chilensis</i>	1	1	1	0	0	1	1	1	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	10
<i>Metius sp2</i>	0	1	1	0	0	1	1	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	1	0	1	0	10
<i>Mimodromites sp.</i>	1	1	0	0	0	1	1	1	0	1	0	1	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0	1	0	10

<i>Sepedophilus apiciventris</i>	1	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	1	1	1	1	0	1	1	0	0	1	0	0	1	0	0	11
<i>Chrysomelina quadrigemina</i>	1	1	1	0	0	1	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0	1	0	9
<i>Nemadotropis stenosoma</i>	0	0	0	1	1	0	0	0	1	0	1	0	1	0	1	1	0	0	1	0	1	0	1	0	0	0	0	10
<i>Homalotrichus striatus</i>	1	0	1	0	0	1	0	1	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0	0	8
<i>Bembidiom (Notholopa) scitulum</i>	1	1	1	0	0	0	1	1	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	7
<i>Cyanotarus andinus</i>	0	0	0	1	1	0	0	0	1	0	0	0	1	0	1	1	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	8
<i>Endeius sp1</i>	0	1	1	0	0	0	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0	1	0	0	0	7
<i>Pyraetonema depressicornis</i>	0	0	0	1	1	0	1	0	1	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	7
<i>Rhyephenes humeralis</i>	1	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0	7
<i>Scymnus (Pullus) loewii</i>	0	1	0	0	0	1	1	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0	0	1	0	0	7
<i>Acalles sp1</i>	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1	1	1	0	0	0	0	1	0	1	0	1	7
<i>Allecula penai</i>	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	6
<i>Ericmodes sylvaticus</i>	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	1	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	6
<i>Hylaster ater</i>	1	1	0	0	0	0	1	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	7
<i>Metius sp1.</i>	0	0	1	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	6
<i>Nictopetus tenebrioides tenebrioides</i>	0	0	1	0	0	1	1	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	6
<i>Acalles sp14</i>	0	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	5
<i>Alyma rieseorum</i>	0	0	0	1	1	1	0	0	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	5
<i>Blapstinus punctulatus</i>	0	1	1	0	0	1	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	5
<i>Erichius brevicollis</i>	0	1	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	5
<i>Kuschelina decorata</i>	0	0	0	0	0	1	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	5
<i>Licinoma penai</i>	0	0	0	1	0	0	1	0	0	1	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	5
<i>Mimodromites nigrotesticus</i>	0	0	0	0	1	0	1	0	1	0	0	0	1	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	6
<i>Parhyptes extenuatus</i>	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	5
<i>Perilopsis flava</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1	1	1	1	0	0	1	0	0	0	0	0	6
<i>Sericoides obesa</i>	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0	1	0	0	1	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	6
<i>Acalles lineolatus</i>	0	0	0	1	1	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4
<i>Acalles sp11</i>	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	5
<i>Acalles sp5</i>	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	4
<i>Aff Tomoderus sp1</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0	1	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	5
<i>Allyma sp.</i>	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	4
<i>Anthicus sp5</i>	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	4
<i>Chiliotis formosa</i>	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0	0	4
<i>Falsodromius sp.</i>	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4
<i>Hyperaspis sphaerioides</i>	0	1	1	0	0	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4
<i>Ogmopelura sp2</i>	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1	1	0	0	0	0	0	1	0	0	5
<i>Trirammatus striatula</i>	1	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	4
<i>Valdivium sp1</i>	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4
<i>Anthicus melanurus</i>	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3
<i>Archeophthora penai</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3
<i>Australaphodius frenchi</i>	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0	3
<i>Diontolobus punctipennis</i>	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	3
<i>Heliofugus arenosus</i>	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	3
<i>Hylamorpha elegans</i>	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	3
<i>Lathridus sp1</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	3

<i>Medon vittatipennis</i>	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	3
<i>Medonia punctatosulcata</i>	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0	3
<i>Pataya nitida</i>	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	3
<i>Polynoncus bullatus</i>	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	3
<i>Protosphindus bellus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	3
<i>Sericoides chilena</i>	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	1	0	0	0	4
<i>Sericoides viridis</i>	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	3
<i>Valdivium aeneum</i>	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	3
<i>Acalles sp10</i>	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	2
<i>Acalles sp13</i>	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2
<i>Acalles sp16</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2
<i>Acalles sp6</i>	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2
<i>Acalles sp8</i>	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	3
<i>Acalles sp9</i>	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2
<i>Ascutotheca germaini</i>	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	2
<i>Axinopalpus sp1</i>	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2
<i>Axinopalpus sp2</i>	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2
<i>Bolborhinium tuberciceps</i>	0	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2
<i>Bradycellus arcobasis</i>	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2
<i>Callyntra inflata</i>	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	2
<i>Deromecus filicornis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	2
<i>Dyctineis asperatus</i>	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2
<i>Eucallus tesellatus</i>	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	2
<i>Hybreoleptops roseus</i>	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	2
<i>Hydnodiaetus cf. brunneus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2
<i>Lampyrinae [sin gen] sp1</i>	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2
<i>Metius femoratus</i>	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2
<i>Metius sp3</i>	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2
<i>Metius sp4</i>	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	2
<i>Microsilphinae gn sp 1</i>	1	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2
<i>Mordellistema bicolor</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1	0	2
<i>Neoxestus nonguen</i>	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2
<i>Ogmopleura sp1</i>	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2
<i>Parhypates chilensis</i>	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2
<i>Protosilapha sp.</i>	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2
<i>Valdivium sp 2</i>	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2
<i>Acalles fuscenecens</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	2
<i>Acalles sp17</i>	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Acalles sp18</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1
<i>Acalles sp19</i>	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Acalles sp2</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Acalles sp3</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Acalles sp4</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Acanthinodera cummingi</i>	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Acropteron pallipes</i>	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1

<i>Achillia sp1</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Adalia anguilifera</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Aegorhinus schoenherri</i>	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Aff tomoderus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Apocrypha sp.</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Apocryphini Lacordaire (tribu) sp 1</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1
<i>Archeocrypticus topali</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Arthrobrachus nigromaculatus</i>	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Atheta obscuripennis</i>	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Calimmaderus sp1</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Calimmaderus sp2.</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Cylyndrohinus sp</i>	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Cheilocorlpus sp.</i>	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Deromecus germani</i>	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Diontobolus sp 1</i>	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Diplocoelus oblongus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Eurymetomorphon biguttatus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Grammicus sp.</i>	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Gyrasida fernandoi</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	2
<i>Haplonazeris sculptus</i>	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Hexagonochilus dilaticollis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Hippodamia variegata</i>	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Hylotribus sp.</i>	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Ischyropalpus sp1</i>	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Ischyropalpus sp2</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	2
<i>Ischyropalpus sp3</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1
<i>Jansonius aeneus</i>	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Leptusa parallela</i>	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Listroderes subcintus</i>	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Lordithon unicolor</i>	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Melanophthalma seminigra</i>	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Microsilphinea gn sp 2</i>	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Mordella castaneipennis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1
<i>Mordella vidua</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1
<i>Mycetophagus sp1</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Neohebestola humeralis</i>	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Neoryssomus germani</i>	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Oligocara nitida</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Phytholaema herrmanni</i>	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Pomachilius sp 1</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Protoanthicus valenciai</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Pseudoderomecus fairmairei</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1
<i>Pyrectonema sp</i>	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Sepedophilus sp1</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Sepedophilus sp2</i>	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1

<i>Sericoides sp.</i>	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	
<i>Sitona discoideus</i>	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	
<i>Stenus sp.</i>	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	
<i>Taphrophiste fusca</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	
<i>Trechisibus scapularis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	
<i>Trechisibus sp.</i>	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	
<i>Xalpirta azureipennis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1	
<i>Xyletomerus sp.</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	
<i>Zeadolopus sp.</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	
<i>Zhinodromus sp1</i>	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	
Numero de especies por sitio	36	35	35	34	32	32	32	30	29	29	28	26	25	25	24	23	3	3	2	2	0	19	8	6	3

Anexo 3. Algunas de las especies idiosincráticas encontradas. Los números indican presencia (1) y ausencia (0) de la especie en los sitios, que están ordenados de mayor a menos riqueza de izquierda a derecha (n= bosque maulino, p= Plantación pino adulto, cs= Plantación joven con sotobosque, ss= Plantación joven sin sotobosque)

Especie	ss	cs	cs	n	n	ss	cs	cs	n	ss	n	cs	n	p	p	p	n	n	ss	ss	p	ss	p	cs	p
<i>Deromecus filicornis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0
<i>Sericoides chilena</i>	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	1	0	0	0	0	0
<i>Metius sp1.</i>	0	0	1	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1	1	0	0	0	0	0

