



**UNIVERSIDAD CATÓLICA DE TEMUCO  
FACULTAD DE RECURSOS NATURALES  
ESCUELA DE CIENCIAS AMBIENTALES**

**EFFECTOS DE LA PERDIDA DEL BOSQUE NATIVO SOBRE LA FAUNA  
EPIGEA DE CARABIDOS (COLEOPTERA: CARABIDAE) EN LA DEPRESION  
INTERMEDIA DE LA REGION DE LA ARAUCANIA**

**Tesis presentada a la Facultad de Recursos Naturales de la Universidad Católica de Temuco Como Parte de los Requisitos Para Optar al Grado de Licenciado en Recursos Naturales.**

**Alumno: CRISTIAN ANDRES FIERRO TAPIA**

**Temuco- 2008**

**UNIVERSIDAD CATOLICA DE TEMUCO  
FACULTAD DE RECURSOS NATURALES**

**Este examen de grado ha sido realizado en la Escuela de Ciencias Ambientales.**

Ministro de fe : \_\_\_\_\_  
Sra. Teresa Rueda Leighton  
Licenciada en Biología Mariana.

Profesor Patrocinante : \_\_\_\_\_  
Sr. Ramón Rebolledo Ranz  
Dr. en Ciencias Agrarias.  
Facultad de Ciencias Agropecuarias y Forestales  
Universidad de La Frontera.

Profesor Informante : \_\_\_\_\_  
Sr. Marcos González Arratia  
Profesor de Ciencias Naturales y Biología.

Profesor Informante : \_\_\_\_\_  
Sra. Pamela Sánchez Pérez  
Magíster en Ecología.

Coordinador de Tesis : \_\_\_\_\_  
Sr. Santiago Peredo Faure.  
Master in Biology.

***Dedicada a mis Padres y Hermanas***

## **Agradecimientos**

**A quienes me apoyaron incondicionalmente: Familia, Amigos y conocidos,  
especialmente a Ramón Rebolledo y Familia, Alfredo Zúñiga, Rodolfo**

**Sandoval,**

**Mario Elgueta, Marcos González Arratia, Sergio Castro y Luciano.**

**Por último agradezco la aparición de Pía Guzmán  
y a la *energía* necesaria que me han transmitido los espacios naturales a  
través de mi vida .**



## ÍNDICE

ÍNDICE DE CONTENIDOS.....	i
ÍNDICE DE TABLAS.....	iv
ÍNDICE DE FIGURAS.....	v
ÍNDICE DE ANEXOS.....	vii
RESUMEN.....	viii
ABSTRACT.....	ix

## ÍNDICE DE CONTENIDOS

1.- INTRODUCCIÓN.....	1
1.1.- Coleópteros.....	1
1.2.- Carábidos.....	2
1.2.1.- Carábidos en Chile.....	5
1.3.- Efectos de la pérdida y transformación del hábitat sobre los carábidos.....	6
1.3.1.- Efectos de la fragmentación sobre los carabidos.....	6
1.3.2.- Efectos de las praderas sobre los carábidos.....	9
1.3.3.- Efectos de las plantaciones forestales sobre los carábidos.....	10
1.5.- Problemática.....	11
1.6.- Hipótesis de trabajo.....	14
1.7.- Objetivo General.....	14
1.8.- Objetivos Específicos.....	14
2.1.- MATERIAL Y MÉTODOS.....	15
2.1.- Descripción del área de estudio.....	15

2.1.2.- Medio físico.....	16
2.1.2.1.- Clima.....	16
2.1.2.2.- Suelo.....	17
2.1.2.3.- Vegetación.....	17
2.1.2.3.1.- Bosque Nativo Continuo (BNC).....	18
2.1.2.3.2.- Bosque Nativo Fragmentado (FNMx).....	20
2.1.2.3.3.- Plantaciones Forestales.....	20
2.1.2.3.4.- Plantación de <i>Pinus radiata</i> de 10 años (PP10).....	20
2.1.2.3.5.- Plantación de <i>Pinus radiata</i> de 20 años (PP20).....	21
2.1.2.3.6.- Plantación de <i>Eucalyptus</i> spp.....	22
2.1.2.3.7.- Pradera.....	22
2.2.- Muestreo.....	22
2.3.- Procesamiento e identificación del material.....	25
2.4.- Análisis de datos.....	26
2.4.1.- Importancia de cada especie.....	26
2.4.2.- Abundancia relativa.....	26
2.4.3. Constancia.....	27
2.4.4.- Prueba de hipótesis.....	27
2.4.5.- Diversidad alfa.....	27
2.4.6.- Índice de diversidad de Shannon-Wiener.....	28
2.4.7.- Índice de Pielou.....	28

2.4.8.- Diversidad beta.....	28
2.4.9.- Coeficiente de similitud de Jaccard.....	29
2.4.10.- Coeficiente de similitud de Bray-Curtis.....	29
2.5.- Carábidos como Bioindicadores.....	29
3.- RESULTADOS.....	31
3.1.-Riqueza de especies.....	31
3.1.2.- Riqueza de especies dentro de cada ambiente .....	33
3.2.- Abundancia.....	36
3.2.1.- Distribución de las abundancias.....	38
3.2.2.- Distribución de las abundancias dentro de cada ambiente.....	42
3.3.3.- Diversidad.....	45
3.4.- Similitud de la riqueza de especies entre ambientes.....	49
3.4.1.- Similitud biocenótica entre ambientes.....	53
3.5.- Carábidos como bioindicadores.....	56
4.- DISCUSION.....	60
4.1.- Riqueza taxonómica.....	60
4.2.- Carábidos alados y no alados.....	61
4.3.- Abundancia.....	61
4.4.- Plantaciones forestales.....	61
4.5.- Bosque continuo.....	64
4.6.- Fragmentos.....	65
4.7.- Pradera.....	66



4.8.- Carábidos como bioindicadores.....	67
5.- CONCLUSIONES.....	69
6.- PROPUESTA.....	72
7.- BIBLIOGRAFÍA.....	75
8.- ANEXOS.....	92

### **ÍNDICE DE TABLAS**

I.- Procedimiento <i>Paso a Paso</i> propuesto por McGeoch (1998) para probar lo apropiado del uso de carábidos como bioindicadores.....	30
II.- Riqueza taxonómica de carábidos epigeos colectados en un total de ocho ambientes en el sector del predio Rucamanque entre noviembre del 2006 y febrero del 2007.....	32
III.- Representatividad a nivel nacional de la fauna de carábidos epigeos registrada en el sector Rucamanque.....	33
IV.- Coeficiente de similitud de Jaccard entre los distintos ambientes estudiados.....	48
V.- Coeficiente de similitud de Jaccard entre los distintos ambiente estudiados durante primavera del 2006 .....	51
VI.- Coeficiente de similitud de Jaccard entre los distintos ambiente estudiados durante verano del 2007.....	52
VII.- Procedimiento paso a paso propuesto por McGeoch (1998), para evaluar lo adecuado de los carábidos epigeos para ser usados como indicadores de calidad ambiental en el sector de Rucamanque.....	58

## ÍNDICE DE FIGURAS

1.- Ubicación geográfica del área de estudio.....	16
2.- Distribución en el área de estudio de los distintos ambientes muestreados durante primavera del 2006 y verano del 2007.....	23
3.- Esquema de trampa Pitfall.....	24
4.- Número total de ejemplares registrado en los respectivos ambientes estudiados.....	37
5.- Número de ejemplares registrado en los respectivos ambientes estudiados durante primavera del 2006 y verano del 2007,.....	38
6.- Distribución total de las abundancias registrada en el área de estudio.....	39
7.- Distribución de las abundancias registrada en el área de estudio durante primavera del 2006.....	41
8.- Distribución de las abundancias registrada en el área de estudio durante el verano del 2007.....	41
9.- Distribución absoluta de las especies más abundantes registradas en cada ambiente a través del estudio.....	43
10.- Distribución de las especies más abundantes en cada ambiente entre primavera del 2006 y verano del 2007.....	45
11.- Variación total de los valores de diversidad y equidad registrados en el área de estudio.....	47
12.- Variación de los valores de diversidad (H') y equidad (J') en los ocho ambientes durante primavera del 2006.....	49

13.- Variación de los valores de diversidad (H') y equidad (J') en los ocho ambientes durante primavera del 2006.....	49
14.- Similitud biocenótica de la fauna epigea de carábidos existente en los distintos ambientes estudiados a través del estudio.....	53
15.- Similitud biocenótica de la fauna de carábidos existente en los distintos ambientes muestreados durante primavera del 2006.....	55
16.- Similitud biocenótica de la fauna de carábidos existente en los distintos ambientes muestreados durante el verano del 2007.....	56

### **ÍNDICE DE ANEXOS**

Anexo1.....	93
Figura1.- Carábidos epigeos colectados en Rucamanque.....	94
Anexo 2.....	96
Tabla I. Riqueza de especies registrada en cada ambiente durante primavera del 2006 y verano del 2007.....	97
Tabla II. Abundancia absoluta de carábidos epigeos registrada entre primavera del 2006 y verano del 2007.....	98
Tabla III. Abundancia de carábidos epigeos registrada durante la primavera del 2006.....	99
Tabla IV. Abundancia de carábidos epigeos registrada durante el verano del 2007.....	101

## RESUMEN

Los estudios sobre aspectos ecológicos de la familia Carabidae en Chile (Coleoptera: Carabidae), en ambientes naturales y artificiales, son en general escasos, aún cuando la mayoría de las especies de carábidos son activos depredadores y exigentes en cuanto a la elección del hábitat, por lo tanto pueden ser empleados en programas de control biológico y como especies bioindicadoras. El objetivo de este trabajo fue identificar la respuesta de la fauna de carábidos epigeos a la pérdida de bosque nativo en la depresión intermedia de la Región de La Araucanía. Para ello se muestreó durante la primavera del 2006 y verano del 2007, por medio de trampas Pitfall, la fauna epigea de carábidos existente en distintos ambientes de origen antropogénico y en un relicto de bosque nativo poco intervenido, todos ubicados en el sector de Rucamanque. Se muestrearon: dos plantaciones de pino (*Pinus radiata* D. Dom), de 20 y 10 años; una plantación de eucalipto (*Eucalyptus* spp); una pradera; tres fragmentos de bosque nativo insertos en cada uno de estos ambientes y el bosque nativo continuo existente en el predio Rucamanque. En total 22 especies fueron registradas, distribuidas en 3.882 individuos, de los cuales el 87,9 % correspondieron a las especies *Ceroglossus chilensis gloriosus*, *Ceroglossus magellanicus similis* y *Parhypates extenuatus*. La pradera y las plantaciones registraron el mayor número de especies y el menor, los fragmentos. La mayor abundancia de carábidos epigeos ocurrió en los

fragmentos y en las plantaciones durante la primavera y en el bosque continuo durante el verano. La mayor diversidad la registró la pradera ( $H' = 0,852$  y  $J' = 0,765$ ). La similitud taxonómica de Jaccard ocurrió entre el bosque continuo y la plantación de pino de 20 años ( $I_J = 0,7$ ). El índice similitud de Bray Curtis fue mayor entre el bosque continuo y el fragmento de bosque nativo inserto en la matriz de pino (84,98% de similitud). Concluimos que los carábidos epigeos pueden responder clara y distintamente a la pérdida de bosque nativo, y por lo tanto ser usado como bioindicadores de calidad ambiental.

### **ABSTRACT**

Studies about ecological aspects of Chilean Carabidae (Coleoptera: Carabidae) in natural and artificial environmental, are in general scarce, even though the majority of ground beetles species are active plunderer and exigent as to habitat selection. Therefore, can be used in biological control programs as bioindicator species. The objective of this work was to identify the response of the ground beetles fauna to the lost of native forest in the Intermediate Depression of the Araucanía Region of Chile. To do so samplings were carried during spring of 2006 and summer of 2007, in the Rucamanque sector, Temuco, with Pitfall trap, the epigeic fauna of ground beetles existing environments of anthropogenic origin and in a native forest relict with low antropogenic alteration: Two *Pinus radiata* plantations of 20 and 10 ages; one plantation of Eucalyptus ssp. ; one

meadowland, three fragments of native forest with Roble-Laurel-Lingue vegetation association and the continuum native forest existent in the Rucamanque.

A total of 3.882 carabid beetles from 22 especies were recorded. *Ceroglossus chilensis gloriosus*, *Ceroglossus magellanicus similis* and *Parhyptes extenuatus*, comprised the 87, 85% of all carabid especies.

The grassland and pine plantation to registred the highest number of especies and the native forest fragments the lower number. The highest abundance of carabid beetles occurred in the fragments and plantation during spring and in the continuum forest during the summer. The highest diversity occurred in the grassland ( $H' = 0,852$  and  $J' = 0,765$ ). The greater taxonomic similitude occurred between the continuum forest and the 20 years pine plantation ( $I_j = 0, 7$ ). The Bray Curtis similarity index was highest between the continuum forest and the fragment surrounded by the pine matrix (84, 98%).

Can be conclude that epigeal carabids can respond differently to the loss of native forest, and thus used as bioindicators of environmental quality.

## **1.- INTRODUCCION**

### **1.1.- Coleópteros**

Dentro de los ecosistemas terrestres y dulceacuícolas los insectos constituyen el grupo más diverso y abundante de organismos vivos, siendo cada año descritas entre 2.000 y 3.000 especies nuevas, por lo que han logrado constituir aproximadamente el 70% de la fauna actualmente conocida en el mundo (Simonetti et al. 1995).

La diversidad ecológica alcanzada por este grupo de organismos a lo largo de la evolución de los ecosistemas naturales, les confiere el carácter de organismos preponderantes para el mantenimiento ecosistémico, ya que constituyen grupos funcionales como polinizadores, herbívoros, depredadores y descomponedores de materia orgánica (Didham 1997, Solervicens y Estrada 2002)

Los coleópteros constituyen el orden de insectos más diversificado, especializado y abundante (Saiz et al. 1989), con 350.000 especies descritas en la actualidad, cifra que representa el 40% de la Clase Insecta (Arias 2000).

Además, tienen una implicancia fundamental en la automantención ecosistémica, ya que han logrado constituir grupos funcionales de carnívoros, fitófagos, xilófagos, micófagos, coprófagos, saprófagos, polinizadores, entre otros (Didham 1997).

La automantención de los ecosistemas boscosos a través de todas sus etapas sucesionales, depende fundamentalmente de la fauna epígea de coleópteros, ya que desde el punto de vista ecológico regulan directa e indirectamente los ciclos de nutrientes, las poblaciones de otros artrópodos, hongos, vegetales, entre otros, además constituyen un recurso alimenticio fundamental en la trama trófica (Lawrence & Britton 1991, Jonhston 2003).

## **1.2.-Carábidos**

La familia Carabidae, con cerca de 40.000 especies descritas, es uno de los taxa de coleópteros más diversos y abundantes del mundo, como también un importante componente de la fauna epígea o fauna existente en la superficie del suelo en los diversos ecosistemas terrestres (Coiffait 1958, Niemelä 1996, Lövei & Sunderland 1996).



Los carábidos ocupan una gran variedad de hábitats, siendo abundantes y diversos en áreas húmedas como bosques tropicales y templados, humedales, riveras de ríos, praderas e incluso, ambientes urbanos (Erwin 1985, Lövei & Sunderland 1996).

Al ser la mayoría de los carábidos epígeos depredadores de una amplia gama de invertebrados, tales como: babosas, moluscos, nemátodos, anélidos e insectos, son considerados insectos controladores de plagas y por ende beneficiosos para el desarrollo de actividades silvoagropecuarias (Lövei & Sunderland 1996, Roig-Juñent & Domínguez 2001, Gschwantner et al. 2002, Kanat & Toprak 2005, Kanat & Ösbolat 2006).

Los carábidos también son exigentes en cuanto a la elección de hábitat, así como sensibles a las modificaciones ambientales (Lövei & Sunderland 1996). El tiempo de duración del estado larvario, sus estrechos límites de tolerancia y su limitado repertorio de escape, condicionan a los adultos de esta familia a elegir un hábitat con condiciones ambientales muy específicas al momento de la postura de huevos (Niemelä et al. 1990, Lövei & Sunderland 1996).

Modificaciones de las variables ambientales dentro de un mismo ecosistema o entre ecosistemas distintos, producen alteraciones en la fauna de carábidos a nivel poblacional y comunitario, como por ejemplo cambio en la composición, riqueza y abundancia de especies; variaciones en la forma de los ojos, talla, coloración, iridiscencia, microestructuras elitales, presencia o ausencia de setas o alas funcionales, entre otros (Erwin 1981, Brandmayr 1983, 1991, Rainio & Niemelä 2003).

Por ejemplo la ausencia de alas es común de encontrar en carábidos epígeos propios de ambientes boscosos, debido a que en este tipo ambientes las condiciones medio ambientales son más estables, a diferencia de la fauna de carábidos asociada a praderas o cultivos agrícolas, la cual posee en su mayoría alas, carácter que les permite migrar frente a los cambiantes condiciones ambientales de este tipo de ecosistemas (Lövei & Sunderland 1996; Rainio & Niemelä, 2003). Debido a estas respuestas los carábidos han sido utilizados como especies bioindicadoras (Lövei & Sunderland op. cit., Ball & Currie 1997, Fournier et al. 1998, Koivula 2001, Lock et al. 2001, Pearmann et al. 2002, Kokkoris et al. 2001, Rainio & Niemelä op. cit., De la Poza et al. 2005, Purtauf et al. 2005, Jopp & Reuter 2005, Thébault & Loreau 2005).

Noss (1990), Pearson & Cassoola (1992), Niemelä (2000) y Rainio & Niemelä (2003), proponen el uso de los carábidos como bioindicadores, ya que cumplen con los requerimientos que debe tener una especie indicadora: ser bien conocida taxonómica y ecológicamente, distribuirse sobre una extensa área geográfica, tener especialización a ciertos requerimientos de hábitat, advertir tempranamente un cambio ambiental, ser su investigación de bajo costo, ser relativamente independientes del tamaño del muestreo, su respuesta debiera reflejar cambios de otras especies y el carácter antropogénico de los cambios ambientales, además de tener un potencial económico importante.

### **1.2.1.- Carábidos en Chile**

En Chile, la familia Carabidae esta representada por 365 especies de las cuales 204 son endémicas, distribuyéndose la mayoría de las especies en la Zona Central (149) y en la Región de La Araucanía (110) (Roig-Juñent & Domínguez 2001). Pese a este importante número de especies, pocos trabajos han abordado aspectos biológicos, ecológicos o biogeográficos de esta familia en Chile, a excepción de los trabajos de Elgueta (1988, 1993) quien caracteriza la fauna de coleópteros, y por ende de carábidos existente en ambientes altimontanos de Chile Central, como también aquella asociada a bosques patagónicos; Grez et al. (2003), estudiaron las respuestas que tienen los

coleópteros, en especial los carábidos a la fragmentación del bosque Maulino; Niemelä (1990a), estudio la distribución de los carábidos a través de distintos hábitat en Tierra del Fuego; Roij- Roig-Juñent & Domínguez (2001), dan a conocer el estado actual del conocimiento de la diversidad de carábidos de Chile y por ultimo Roij-Juñent & Dibandi (2004), quienes delimitan nuevas zonas de endemismo en América del Sur en base a la información filogenético y nivel de endemidad de carábidos, con fin de priorizar en la conservación de estas.

### **1.3.- Efectos de la transformación y pérdida del hábitat sobre los carábidos**

#### **1.3.1.- Efectos de la Fragmentación sobre los carábidos**

La fragmentación es uno de los mayores problemas ambientales del mundo, ya que esta estrechamente asociada con la pérdida de la diversidad biológica (Pimm & Gilpin 1989, Grez et al. 2006), y consiste en la partición de un hábitat continuo en varios fragmentos remanentes de pequeño tamaño, los cuales quedan inmersos en una matriz de características ambientales distintas (Saunders et al. 1991, Haila 1999).

Según Didham (1997) cinco son las variables relacionados con la fragmentación que afectarían a los invertebrados: el tamaño del fragmento, el efecto borde, la forma del fragmento, el grado de aislamiento espacio temporal y el grado de conectividad de los fragmentos a nivel del paisaje.

En cuanto a los efectos que la fragmentación ha tenido sobre la fauna de carábidos asociada a ambientes boscosos, se ha apreciado que el tamaño del parche afecta el ensamble de carábidos por cambios en la composición, riqueza y/o abundancia de especies. Dependiendo del estudio la riqueza de especies ha aumentado (Burke & Goulet 1998, Grez et al. 2003), permanecido igual (Davies & Margules 1998) o disminuido (Halme & Niemelä 1993) en función del tamaño del fragmento. Según Halme & Niemelä (op. cit.), el enriquecimiento de la carabidofauna en pequeños fragmentos se debería a la invasión de especies desde los alrededores y a la diversidad vegetal. Al contrario, el aislamiento del fragmento tendría un efecto negativo en la riqueza de especies (Burke & Goulet (op. cit.)

En cuanto a la abundancia y la estructura comunitaria, el tamaño del fragmento puede inducir cambios en estas, por ejemplo fragmentos menores a 22 ha. no albergarían poblaciones de estrictas especies especialistas de bosque, especies que, por lo general, son de gran tamaño, corto vuelo y limitado poder

de dispersión (Davies & Margules 1998, Niemelä 1993, Lövei & Sunderland 1996). A medida que el tamaño del fragmento decrece el ensamble de la carabidofauna existente en la matriz aumenta (Niemelä 1993, Halme & Niemelä 1993).

El efecto borde puede influenciar a algunas, pero no a todas las especies, incluso puede no afectar a especies de bosque (Spence et al. 1996, Heliölä et al. 2001). Los bordes por lo general atraen a especies de ambientes abiertos, las cuales aumentan en abundancia y/o número de especies (Niemelä et al. 1996). Al respecto, fragmentos alargados contienen más especies de carábidos debido al aumento de especies turistas (Usher et al. 1993).

La conectividad de los fragmentos puede afectar negativamente a especies con escaso poder de dispersión, siendo los carábidos no alados afectados negativamente, debido a que su movilidad es limitada (Thiele 1977, den Boer 1990 a y b). Sin embargo, la conectividad por medio de corredores biológicos permite a estas especies una movilidad constante entre hábitats (Niemelä 2001). Las especies aladas en cambio, no parecen ser afectadas por el nivel de conectividad entre fragmentos.

### **1.3.2.- Efectos de las praderas sobre los carábidos**

Los carábidos asociados a praderas y cultivos de cereales han sido intensamente estudiados, debido a que estos son activos depredadores de plagas agrícolas (Desender et al. 1994b, Hance 1990). Sin embargo, al mismo tiempo que la agricultura se ha intensificado en todo el mundo, cambios importantes han ocurrido en la diversidad de carábidos, por ejemplo unas pocas especies se han vuelto relativamente comunes a expensas de un gran número de especies raras, las cuales se han vuelto más raras (Desender et al. 1994a).

Un principio general parece ser que ciertos manejos agrícolas que incrementen las perturbaciones ambientales, por ejemplo el uso intensivo de fertilizantes y pesticidas; al mismo tiempo disminuyen el número de especies e individuos de carábidos (Roushton et al. 1989, 1990, Blake et al. 1996, Kotze & Samway 1999).

Según Rainio y Niemelä (2003), una de las principales razones que haría negativa la interacción entre la intensidad de las prácticas agrícolas y los carábidos, sería la confluencia entre el tiempo de reproducción de éstos y el tiempo donde se intensifican las prácticas (primavera).

Los carábidos asociados a terrenos agrícolas han sido usados desde hace un tiempo para valorar la calidad de estos para su posterior clasificación, por lo general estas especies pueden dividirse en generalistas (ubiquoas) o especies sin preferencias de hábitats, y especialistas o especies que ocurren en uno o pocos hábitats (euritopicos). Por ejemplo, es posible valorar la calidad de un terreno agrícola comparando la abundancia de las especies raras y generalistas dando puntaje a los diferentes hábitats en relación a la cantidad de especies raras (Eyre et al. 1996). Es decir praderas y terrenos agrícolas pueden ser clasificados por las diferencias entre los ensambles de carábidos. De esta manera, especies o ensambles de especies de carábidos pueden ser usados como bioindicadores (Rainio & Niemelä 2003).

### **1.3.3.-Efectos de las plantaciones forestales sobre los carábidos**

El reemplazo de la vegetación nativa por plantaciones forestales impone una notable presión de selección sobre poblaciones sobrevivientes de organismos, esto trae consigo cambios conductuales en los individuos (eventualmente genéticos) que les permiten colonizar el nuevo hábitat de gran extensión, caracterizado por presentar inicialmente escasos competidores y un aumento progresivo en la disponibilidad de microhábitats y nichos vacíos, terminando



tales factores atrayendo especies de invertebrados generalistas e incluso especialistas (Estades & Escobar 2005).

Las plantaciones forestales de *Pinus* ssp independientes de la presencia o ausencia de sotobosque, parecen no favorecer a la fauna de carábidos, al respecto Grez et al. (2003), en plantaciones forestales de *Pinus radiata* ubicadas en el sector de la Reserva Nacional Los Queule, encontraron una comunidad de carábidos pobre en especies, las que además presentaron bajas abundancias. Finch (2005), encontró una mayor riqueza y abundancia de carábidos en bosques nativos de Hayas en comparación a la encontrada en plantaciones forestales maduras de *Pinus* spp.

#### **1.4.- Problemática**

En Chile, al igual que en el resto del mundo las principales causas que amenazan a la diversidad biológica son la pérdida y fragmentación de hábitat a causa del reemplazo de unidades naturales por plantaciones forestales, cultivos agrícolas y terrenos ganaderos (Grez et al. 2006).

Un área que ejemplifica lo anterior es la Depresión Intermedia o Llano Central de La Región de la Araucanía, ya que su vegetación original, el bosque de

Roble-Laurel-Lingue, originalmente distribuido entre el río Malleco y los 41° S, ha sido reemplazado casi en su totalidad desde fines del siglo XIX por usos silvo-agro-pecuarios, tales como cultivos diversos, praderas y plantaciones forestales de *Pinus radiata* y *Eucalyptus* ssp (Ramírez et al. 1989, Donoso 1993, Otero 2006).

A causa de lo anterior esta unidad natural se encuentra actualmente en extremo fragmentada e inmersa en una matriz silvoagropecuaria que aumenta en superficie, persistiendo escasos remanentes inalterados o casi inalterados distribuidos entre Victoria y Osorno, como Adencul, Predio Rucamanque, Flor del Lago, entre otros (Donoso 1993, Salas 2001, Ojeda 2004, Otero 2006). Estos bosques hoy muy escasos pero ecológica y científicamente muy importantes, debido al carácter relictual de sus comunidades, forman parte del subtipo forestal Remanentes Originarios (Donoso 1981).

Es razonable pensar que tras la pérdida de miles de hectáreas del bosque de Roble-Laurel-Lingue, gran parte de la biota asociada a este se haya extinguido, ya sea a nivel específico, poblacional o comunitario. Como hemos visto los carábidos pueden demostrar bien este supuesto, ya que sus respuestas han sido relativamente congruentes con el grado de alteración que afecta a los hábitats que ocupan (Rainio & Niemelä 2003), por ello este estudio está

abocado a interpretar los efectos que ha tenido la pérdida del bosque de Roble-Laurel-Lingue sobre la fauna de carábidos epigeos en la Región de la Araucanía, eligiendo el sector de Rucamanque, por estar representados aquí, distintos ambientes artificiales y naturales, como plantaciones forestales y praderas, fragmentos de bosque nativo y un bosque continuo de carácter relicto existente en el predio Rucamanque, carácter que ha otorgado a este predio la categoría de sitio prioritario para la conservación de la Diversidad Biológica de Chile (CONAF1996, CONAMA 2002) .

En este predio se han registrados 203 especies vegetales distribuidas en una superficie de 435,1 ha de las cuales 229,7 corresponden a bosque primario de Olivillo (*Lapagerio-Aextoxiconetum punctatii* Oberdorfer, 1960) y 70,3 ha. a un bosque renoval de segunda generación de Roble (*Nothofago-Perseetum lingue* Schmithüsen 1956), las restantes 135,1 ha. están ocupadas por asociaciones arbustivas y pratenses (Ramírez et al. 1989, Salas 2001). Ambos bosques pertenecen al tipo forestal roble-raulí-coigüe (Donoso 1981).

## **1.6.- Hipótesis de trabajo**

La fauna de carábidos epígeos asociada al bosque de Roble-Laurel-Lingue, es diferente en términos de riqueza y abundancia de especies a la existente en fragmentos, praderas y plantaciones forestales.

## **1.7.-Objetivo General**

Evaluar de forma preliminar los efectos de la pérdida de bosque nativo sobre la fauna epígea de carábidos en la depresión intermedia de la Región de La Araucanía.

## **1.8.-Objetivos Específicos**

- 1) Determinar la riqueza y abundancia relativa de carábidos epígeos asociada a un bosque relicto de Roble-Laurel-lingue, a distintos fragmentos de este bosque y a praderas y plantaciones forestales de *Pinus radiata* y *Eucalyptus* ssp existentes en un mismo sector.
- 2) Determinar posibles especies de carábidos epígeos que actúen como indicadores ambientales.

## **2. MATERIALY MÉTODOS**

### **2.1.- Descripción del área de estudio.**

#### **2.1.1.- Ubicación del área de estudio.**

El estudio se llevó a cabo en el sector de Rucamanque (Fig. 1), ubicado en los 38° 39' Latitud Sur y 72° 35'm Longitud Oeste, en la Comuna de Temuco, Provincia de Cautín, Región de La Araucanía. Este sector dominado por un paisaje de carácter silvo-agro-pecuario se encuentra emplazado a 12 Km hacia el Noroeste de la ciudad de Temuco, sobre el cordón montañoso Huimpil-Ñielol, entre los 201 y 400 msnm (Ramírez et al. 1989, Salas 2001).

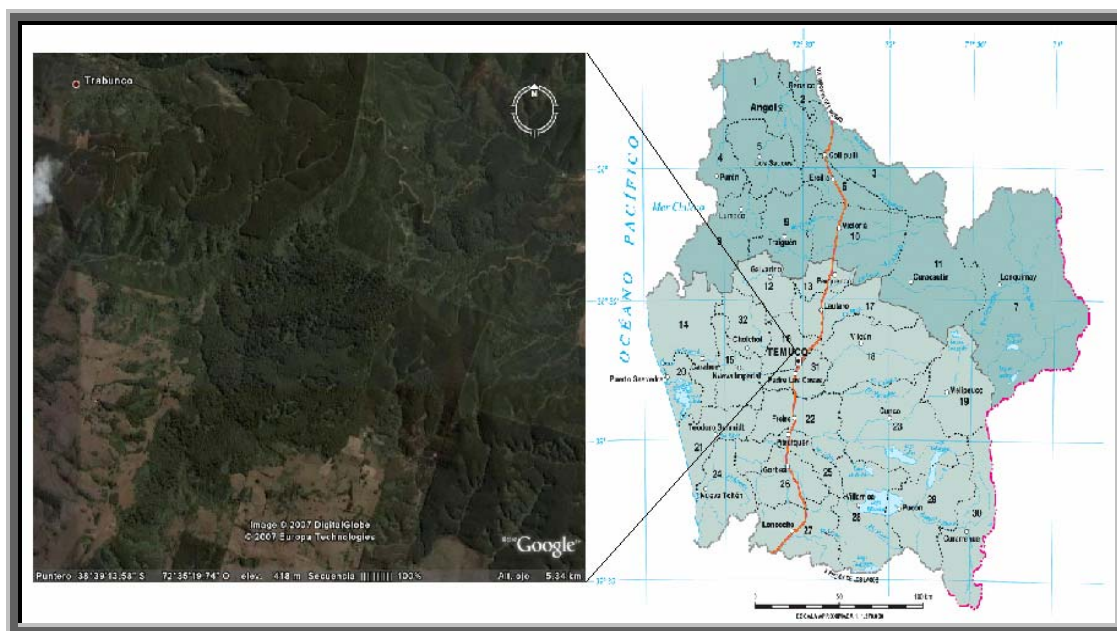


Figura 1. Ubicación geográfica del área de estudio.

## 2.1.2.- Medio físico

### 2.1.2.1.- Clima.

El clima del sector es templado húmedo, con precipitaciones y temperaturas promedio anuales de 1.332 mm y 11, 6° C, distribuyéndose las precipitaciones principalmente en invierno, dejando uno o dos meses de sequía en el verano y registrándose las máximas temperaturas entre diciembre y marzo y las mínimas entre julio y agosto (Di Castri 1968, Ramírez et al. 1989, Salas 2001).

### **2.1.2.2.- Suelo.**

En cuanto al suelo, podemos distinguir dos tipos dependiendo de la altitud: trumaos y suelos de transición entre trumaos y rojo arcillosos. Entre los 400-500 msnm se encuentran los trumaos y en altitudes menores, los de transición, caracterizados por la existencia de cenizas volcánicas y presencia de arcilla en los horizontes inferiores (Salas 2001).

El pH (KCl) en el suelo trumao alcanza valores entre los 4,9 y 5,0 (Salas 2001). Bürgmann (1998), registró en el predio Rucamanque el mayor valor de pH en el horizonte A (pH 5,6), las menores densidades aparentes y los mayores niveles de capacidad de agua aprovechable (superior a 90%) todo lo cual indicaría la buena calidad del suelo.

### **2.1.2.3.- Vegetación**

El área de estudio se encuentra ubicada en una zona de transición entre los bosques siempreverdes y caducifolios del sur y los esclerófilos de la región mediterránea de Chile Central, situación que confiere a esta zona un carácter ecotonal, ecológicamente relevante, ya que presenta asociaciones vegetacionales únicas para el país (Salas 2001). La principal asociación

vegetacional que en el pasado cubría el sector de Rucamanque fue el bosque de Roble-Laurel-Lingue (*Nothofago-Perseetum lingue* Schmithüsen 1956) en distintas etapas sucesionales. Sin embargo, hoy día en el sector, este bosque ha sido reemplazado casi en su totalidad por plantaciones de *Pinus radiata* y *Eucalyptus* spp., y praderas, ambientes dentro de los cuales la vegetación nativa se encuentra confinada a pequeños fragmentos que en general no superan las 2 ha. No obstante, inmerso en este paisaje silvo-agro-pecuario, persiste un considerable fragmento relictual (431 ha) del bosque de Roble-Laurel-Lingue, denominado “predio Rucamanque”, lugar en el cual este bosque se presenta en distintas etapas sucesionales, dominando en superficie la sucesión climax (Ramírez et al. 1989, Salas 2001).

A continuación se describen las unidades vegetacionales presentes en el área de estudio:

#### **2.1.2.3.1.- Bosque Nativo Continuo (BNC)**

Todos los estudios botánicos realizados en el sector (Ramírez et al. 1989a, Salas 2001) se han llevado a cabo en el predio Rucamanque (435,1ha), por encontrarse representadas aquí distintas etapas sucesionales del bosque de Roble-Laurel-Lingue, desde aquellas etapas tempranas y medias donde la



vegetación es dominada por herbáceas e individuos coetáneos de *Nothofagus obliqua* (Mirb.) Oerst., hasta etapas sucesionales clímax donde esta especie caducifolia es reemplazada casi en su totalidad por especies arbóreas siempreverdes, como *Aextoxicum punctatum* Ruiz et Pav., *Eucryphia cordifolia* Cav., *Weinmannia trichosperma* Ruiz & Pavón y *Laureliopsis philippiana* (Looser) Schadde .

El bosque adulto o bosque de *A. punctatum* presenta una estructura multietánea y multiestratificada compuesto principalmente por *A. punctatum*, *E. cordifolia*, *L. sempervirens*, *L. philippiana*, *W. trichosperma*, *N. obliqua* y lingue (*Persea lingue* (R. et P.)) (Ramírez et al. 1989 a, Salas 2001).

El renoval de segunda generación de roble o bosque de roble presenta una estructura coetánea y está compuesto principalmente por *N. obliqua* especie dominante en el estrato superior; *L. sempervirens*, *Persea lingue*, *A. punctatum*, conformando los estratos medios e inferiores; *Chusque quila* Kunth y *Aristotelia chilensis* (Mol) Stuntz, dominando el estrato arbustivo, principalmente en lugares intervenidos, asociándose además éstas principalmente en lugares poco intervenidos con *Gevuina avellana* Mol., *Lomatia dentata* (Ruiz et Pavón) y *Senecio yegua* (Ramírez et al. 1989 a, Salas 2001).

#### **2.1.2.3.2.-Bosque Nativo Fragmentado (FNMx).**

Todos los fragmentos de bosque nativo existentes en el sector corresponden a renovales de *N. obliqua* de segunda o tercera generación, los cuales se encuentran insertos en una matriz de carácter praterense semi-artificial (FNMPr) o bien de carácter forestal constituida por plantaciones de distintas edades de *P. radiata* (FNPPx) o *Eucalyptus* spp. (FNPE).

#### **2.1.2.3.3.-Plantaciones Forestales.**

Éstas se encuentran al Nor-Este y Nor-Oeste del predio Rucamanque y corresponden a plantaciones de *P. radiata* y *Eucalyptus* spp. de distintas edades y manejos. En conjunto éstas cubren aproximadamente una superficie de 2000 ha. Este estudio se llevo a cabo en dos tipos de plantaciones de *P. radiata* y en una de *Eucalyptus* spp., las que se describen a continuación:

#### **2.1.2.3.4.-Plantación de *Pinus radiata* de 10 años (PP10)**

Esta plantación limita con el predio Rucamanque en su parte Nor-Este y se caracteriza por presentar árboles de alrededor de 15 mt, abundante sotobosque constituido básicamente por arbustos de *A. chilensis*, *Ch. quila* *Dasyphyllum*

*diacanthoides* (Less) Cabr, *L. dentata*, *Rubus constrictus* (Lef. et M.), *E. cordifolia*, *P. lingue* y *Luma apiculata* (DC.) Burret; enredaderas como *Lapageria rosea* (Ruiz et Pavón) y *Cissus striata* (R &P), hierbas entre las que destacan *Cerastium arvense* L., *Taraxacum officinale* (F. H. Wigg), *Acaena ovalifolia* (Ruiz et Pavón) y *Fragaria chiloensis* (L.)Dunch., pastos como la *Agrostis castellana* Boiss. & Reut., y por último algunos helechos como *Blechnum hastatum* (Kaulf.) y *B. mochaenum* (Kunkel). Esta plantación presenta abundante cantidad de restos orgánicos como hojas, acículas, ramas de pino y arbustos y tocones de árboles nativos quemados, además solo ha sido sometida a una poda.

#### **2.1.2.3.5.-Plantación de *Pinus radiata* de 20 años (PP20)**

Esta plantación de limita con el predio Rucamanque en su parte Nor-Oeste y con la plantación de 10 años al este. Se caracteriza por presentar, árboles de aproximadamente 25 mt de altura, sin poda, los que cierran el dosel casi en su totalidad, lo cual ha imposibilitado la existencia de sotobosque. Sin embargo, los caminos que atraviesan esta plantación al igual que algunos límites de esta con otros ambientes, han permitido el establecimiento de las mismas especies vegetales que conforman el sotobosque en la otra plantación, formando así verdaderos corredores biológicos.

#### **2.1.2.3.6.-Plantación de *Eucalyptus* spp. (PE15)**

Esta plantación de *Eucalyptus* spp. se encuentra ubicada aproximadamente 1 km al Nor-Este del predio Rucamanque y linda con plantaciones de pino. Se caracteriza por presentar poco manejo, árboles de 30 mt de altura aproximadamente y un dosel relativamente abierto. Presenta además un sotobosque poco denso constituido básicamente por *A. punctatum*, *Ch. quila*, *A. chilensis*. Los caminos que la atraviesan no presentan vegetación nativa.

#### **2.1.2.3.7.-Pradera (Pr)**

Este ambiente se encuentra ubicado en la parte Sur-Oeste del predio Rucamanque limitando con Éste en gran parte de su extensión. Se trata de una comunidad herbácea dominada por forrajeras de bajo valor nutricional como la *A. castellana* y en menor grado por *L. taraxacoides* (Vill) y *Aira coryophyllea* Less. Todas estas especies son malezas introducidas de origen europeo (Ramírez et al. 1989).

### **2.2.-Muestreo**

El muestreo de la fauna epigea de carábidos se llevó a cabo entre el 15 noviembre y el 15 de diciembre del 2006 (muestreo de primavera) y entre el 20 de enero y el 20 de febrero del 2007 (muestreo de verano) en cada uno de los ocho ambientes descritos anteriormente (Fig. 2), siendo colocadas en cada uno de ellos nueve trampas Pitfall, sumando en total 72 trampas en primavera y 72 en verano.



Figura 2. Distribución en el área de estudio de los distintos ambientes muestreados durante primavera del 2006 y verano del 2007.

Las trampas Pitfall consistieron en recipientes plásticos de 10 cm. de diámetro por 12 de alto, enterrados a ras de suelo, conteniendo en su interior una mezcla de agua, detergente y formalina al 10% (Fig. 3).

Las trampas equidistaron 10 m entre sí dentro de cada ambiente. Para impedir que las trampas fueran lavadas por la lluvia o bien llenadas con desechos orgánicos, se dispuso sobre cada una de estas a una altura aproximada de 10 cm., un protector plástico de 15 cm. de diámetro por 5 mm de espesor. Las trampas durante cada muestreo permanecieron operativas aproximadamente 30 días, tiempo tras el cual se retiró el material colectado para su posterior procesamiento e identificación.

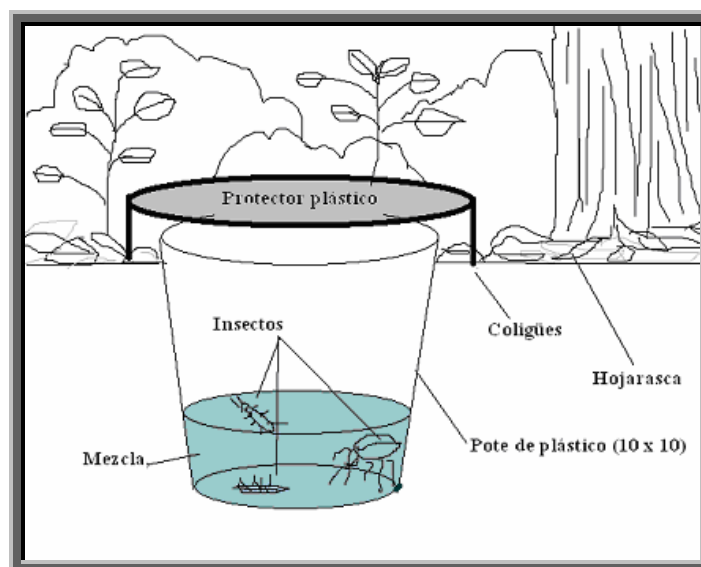


Figura 3. Esquema de trampa Pitfall.

### **2.3.- Procesamiento e identificación del material.**

El material colectado fue lavado, separado y montado en el Laboratorio de Entomología de la Facultad de Ciencias Agrarias y Forestales de la Universidad de la Frontera.

La determinación de la carabidofauna epígea se realizó mediante comparación con material conservado en la colección entomológica del Museo Nacional de Historia Natural de Santiago de Chile y mediante el uso de la clave taxonómica ideada por Roig-Juñent & Domínguez (2001). Los insectos se clasificaron hasta el nivel taxonómico más bajo posible.

### **2.4.- Análisis de datos**

El análisis de los datos consideró parámetros e índices estadísticos que permitieran monitorear el efecto de los cambios medioambientales sobre una comunidad específica de organismos, por lo cual fue necesario contar con información de la diversidad biológica de las comunidades naturales y modificadas y también con la tasa de cambio entre distintas comunidades.

En base a lo anterior se calculó para cada ambiente y muestreo, la importancia de cada especie, la diversidad alfa y beta y la existencia de diferencias

significativas entre los ambientes. El análisis se realizó mediante la utilización del los programas estadísticos Bio Diversity Pro y XLstat.

#### **2.4.1.- Importancia de cada especie**

Para el análisis de la importancia de cada especie dentro de cada ambiente se utilizaron los siguientes índices:

#### **2.4.2.- Abundancia relativa**

Expresada como el porcentaje de ejemplares de cada especie en relación al total muestreado. Se consideró como especies abundantes a aquellas cuya abundancia relativa fuera mayor al 5%; medianamente a aquellas cuya abundancia relativa fuera inferior al 5% y mayor al 1% y escasas a aquellas cuya abundancia relativa fuera inferior al 1%(Solervicens & Elgueta 1994)



### **2.4.3.- Constancia**

Número de presencias de cada especie en el total de ambientes durante cada muestreo (Solervicens y Elgueta 1994)

### **2.4.4.- Prueba de hipótesis**

Dada la naturaleza de los muestreos y debido a que la distribución de estos no se ajustó a la distribución normal, los datos fueron sometidos al test no paramétrico de Friedman (Conover 1999).

### **2.4.5.- Diversidad alfa**

Corresponde a la riqueza de especies dentro de una comunidad, considerando además la abundancia relativa de cada especie. La diversidad alfa se calculó para cada ambiente de muestreo mediante la utilización de los índices de diversidad de Shannon-Wiener y Equidad de Pielou (Moreno 2001).

#### **2.4.6.- Índice de diversidad de Shannon-Wiener**

Este índice mide el grado promedio de incertidumbre en predecir a que especie pertenecerá un individuo escogido al azar de una colección. Asume que los individuos son seleccionados al azar y que todas las especies están representadas en la muestra. Adquiere valores entre cero, cuando hay una sola especie, y el logaritmo de S, cuando todas las especies están representadas por el mismo número de individuos (Pett 1974, Magurran 1988, Baev & Penev 1995).

#### **2.4.7.- Índice de Pielou**

Mide la proporción de la diversidad observada con relación a la máxima diversidad esperada. Su valor va de 0 a 1, de forma que 1 corresponde a situaciones donde todas las especies son igualmente abundantes (Magurran 1988).

#### **2.4.8.- Diversidad beta**

La diversidad beta o diversidad entre hábitats es el grado de reemplazamiento de especies o cambio biótico a través de gradientes ambientales (Whittaker

1972). La diversidad beta se calculó en términos cualitativos utilizando el coeficiente de similitud de Jaccard (Moreno 2001). y en términos cuantitativos utilizando el coeficiente de disimilitud de Bray-Curtis.

#### **2.4.9.- Coeficiente de disimilitud de Jaccard**

Expresa el grado en que dos muestras son semejantes por las especies presentes en ellas. El intervalo de valores para este coeficiente va de 0 cuando no existen especies compartidas, a 1 cuando todas las especies son compartidas (Moreno 2001).

#### **2.4.10.- Coeficiente de disimilitud de Bray-Curtis**

Los valores de esta medida de similitud oscilan de cero a uno y puede ser transformada como una medida de similitud, utilizando el complemento de Bray-Curtis.

### **2.5.- Carábidos como Bioindicadores**

Para determinar si la fauna de carábidos epígeos colectada en el área de estudio, puede ser utilizada como indicadora de calidad ambiental, se usó el

procedimiento Step-by-Step o Paso a Paso, propuesto por (McGeoch 1998) y utilizado por (Rainio & Niemelä 2003) para la selección de carábidos indicadores (Tabla I). Los pasos de este procedimiento incluyen la evaluación de posibles especies indicadoras de calidad ambientales, ecológica y de biodiversidad, sin embargo, en este estudio sólo se evaluó a los carábidos como indicadores de calidad ambiental. Según McGeoch (op. cit.) un indicador de calidad ambiental es una especie o un grupo de especies que por ser fácilmente observable y cuantificable, responde predictivamente a perturbaciones ambientales o cambios en el medio ambiente.

Tabla I. Procedimiento Paso a Paso propuesto por McGeoch (1998) para probar lo apropiado del uso de carábidos como bioindicadores.

Paso 1	Objetivo general.	Indicador ambiental
Paso 2	Objetivo específico.	
Paso 3	Indicador potencial.	
Paso 4	Datos acumulados sobre el indicador.	
Paso 5	Datos relacionados con la colecta cuantitativa.	
Paso 6	Relación entre el indicador y los datos relacionados.	
Paso 7	Se acepta o rechaza el indicador.	
Paso 8	Robustecimiento del indicador y prueba de hipótesis apropiada bajo diferentes condiciones.	
Paso 9	Si la Hipótesis nula es rechazada, hacer recomendaciones específicas, basadas en los objetivos originales, para el uso del indicador.	

En los primeros tres pasos se definen los objetivos y el bioindicador potencial. En los siguientes se contrasta los resultados obtenidos con los tipos de ambientes a fin de aprobar o rechazar la hipótesis.

### **3. RESULTADOS**

#### **3.1.- Riqueza de especies**

En total la fauna de carábidos epígeos identificada para el conjunto de ambientes artificiales y naturales existentes en el sector de Rucamanque, arrojó un total de 22 especies, 14 géneros, 10 tribus y 5 subfamilias representando el 48% de las especies y el 83% de los y géneros citados para la región de La Araucanía y el 33% y 83% de las tribus y subfamilias citadas para Chile (Roig-Juñent & Domínguez (2001) (Tabla II y III; Anexo 1, Fig.1).

La Subfamilia que reunió el mayor número de tribus fue Harpalinae, de las que destacaron Harpalini y Pterostichini por haber presentado cada una el mayor número de géneros, dentro de estos *Ceroglossus* y *Parhypates* presentaron el mayor número de especies.

Tabla II. Riqueza taxonómica de carábidos epígeos colectados en un total de ocho ambientes en el sector del predio Rucamanque entre noviembre del 2006 y febrero del 2007.

Subfamilia	Tribu	Especie	
TRACHYPACHINAE	SYSTOLOSOMINI	<i>Systolosoma breve</i> Solier, 1849	
CARABINAE	CARABINI	<i>Calosoma vagans</i> (Dejean, 1826)	
	CEROGLOSSINI	<i>Ceroglossus chilensis gloriosus</i> Gerstaecker, 1858 <i>Ceroglossus magellanicus</i> (Eschscholtz, 1829) <i>Ceroglossus buqueti deuvei</i> Jiroux, 1996	
PSYDRINAE	TRECHINI	<i>Trechisibus</i> sp 1 <i>Trechisibus</i> sp 2	
		PSYDRINI	<i>Tropopterus</i> sp
BROSCINAE	BOSCINI	<i>Nothobrosca chilensis</i> (Roig-Juñent & Ball, 1995)	
HARPALINAE	HARPALINI	<i>Bradycellus ruficollis</i> (Dejean, 1828) <i>Nemaglossa brevis</i> Solier, 1848 <i>Notiobia brevis</i> Klust, 1826 <i>Notiobia</i> sp	
		LEBIINI	<i>Mimodromites nigrotestaceus</i> (Solier, 1849)
		MASOREINI	<i>Tetragonoderus viridis</i> (Dejean, 1828)
	PTEROSTICHINI	<i>Metius</i> sp 1 <i>Metius</i> sp 2 <i>Trirammatus aerea</i> (Dejean, 1828) <i>Trirammatus unistriatus</i> (Dejean, 1828) <i>Parhypates extenuatus</i> (Tschitscherine, 1900) <i>Parhypates chalybicolor</i> (Chaudoir, 1835) <i>Parhypates chilensis</i> (Dejean, 1826)	

Tabla III. Representatividad a nivel nacional de la fauna de carábidos epígeos registrada en el sector Rucamanque.

<i>Familia</i> <i>Carabidae</i>	Chile	Rucamanque	Representatividad a nivel nacional
Subfamilias	6	5	83 %
Tribus	21	10	48%
Géneros	95	14	15%
Especies	365	24	7%

### 3.1.2.- Riqueza de especies dentro de cada ambiente

De las 22 especies registradas en el sector de Rucamanque, 12 de éstas fueron colectadas en Pr y PE15, siendo ambos ambientes los más diversos en términos de riqueza específica, siguiéndoles en orden descendente PP10 y PP20, cada una con 10 y 9 especies, BNC con 8, FNME con 5 y 3 especies en FNMP y FNMPr (Anexo 1, Tabla 1).

*Ceroglossus chilensis gloriosus*, *C. magellanicus similis* y *Parhypates extenuatus* fueron especies cuya presencia persistió a través de casi todos los ambientes durante todo el muestreo, ausentándose *C. magellanicus similis* y *P. extenuatus* sólo de FNMPr, por lo tanto, según el criterio propuesto por Solervicens & Elgueta (1994), estas especies pueden ser consideradas constantes.

En primavera se registraron 20 especies y en verano 12 (Anexo 1, Tabla 1), por lo tanto la riqueza de especies obtenida en primavera puede ser considerada la más alta y representativa. En verano solo 10 especies fueron comunes a las de primavera, sumándose *Notiobia* sp y *Metius* sp 2.

En primavera destacaron por su elevada riqueza de especies Pr (12) y PE 15 (11). En el primer caso los géneros *Parhypates* y *Trirammatus* fueron los más representados, ambos con dos especies, y en el segundo *Ceroglossus* y *Parhypates*, ambos también con dos especies. El carácter de especies constantes *C. chilensis gloriosus*, *P. extenuatus* y *C. magellanicus similis* quedó en evidencia, al ocurrir éstas en ocho, siete y seis ambientes respectivamente, ausentándose de la pradera *P. extenuatus* y *C. magellanicus similis* y esta última también de FNMPr. También puede ser considerado como elemento constante *P. chalybicolor*, por presentar registros en seis ambientes, ausentándose de FNMPr y FNME. El resto de las especies se distribuyó mayormente entre BNC, las plantaciones y Pr. La carabidofauna epígea en los fragmentos estuvo pobremente representada, distribuyéndose solo seis especies entre estos.



En verano siete de los ocho ambientes evidenciaron una clara disminución de la riqueza específica. Al analizar (Anexo 2, Tabla I) se aprecia que aproximadamente el 47% de las especies no presentó registros en verano, lo que puede interpretarse como un empobrecimiento gradual de la fauna de carábidos epígeos hacia la estación seca. Los ambientes que presentaron una mayor disminución estival en su composición de especies fueron: BNC, PE15 y Pr, registrando cada uno un 37.5%, 36.3% y 16.6% de su composición original de especies presente en primavera.

La mayor riqueza de especies (7), fue registrada en PP10, el resto no superó las cinco especies. *C. chilensis gloriosus*, *C. magellanicus similis* y *P. extenuatus* constituyeron al igual que en primavera, elementos constantes en 7 y 6 ambientes.

### **3.2.- Abundancia**

En total, las 22 especies registradas durante el estudio, se distribuyeron entre 3.867 ejemplares siendo BNC, FNMP y PP20, los ambientes que presentaron el mayor número de ejemplares, con 971, 794 y 659 respectivamente. Valores medios arrojaron PE15, FNME y PP10. Mínimos valores arrojaron Pr y FNMPr (Fig.4; Anexo 2, Tabla II).

Durante la primavera del 2006, las 22 especies registradas se distribuyeron entre 1.699 ejemplares, siendo FNMP, PE15, FNME y PP20, los ambientes que registraron el mayor número de ejemplares, cada uno con 355, 333, 324 y 319 respectivamente. Los valores más bajos fueron obtenidos para BNC, Pr y FNMPr (Fig.6; Anexo 2, Tabla III).

En verano del 2007 en cambio, las 12 especies registradas se distribuyeron entre 2.168 ejemplares, siendo BNC, FNMP y PP20 los ambientes que registraron el mayor número de carábidos, cada uno con 879, 439 y 340 ejemplares. Mínimos valores fueron registrados en FNME, Pr y FNMPr cada uno con 99, 46 y 22 (Fig. 5; Anexo 2, Tabla IV).

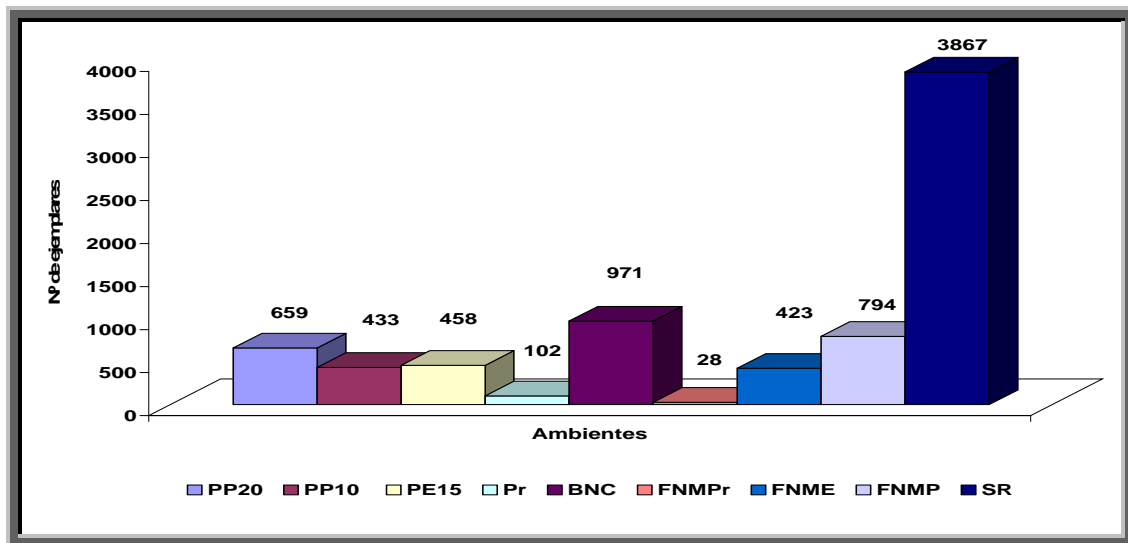


Figura 4. Número total de ejemplares registrados en los respectivos ambientes estudiados.

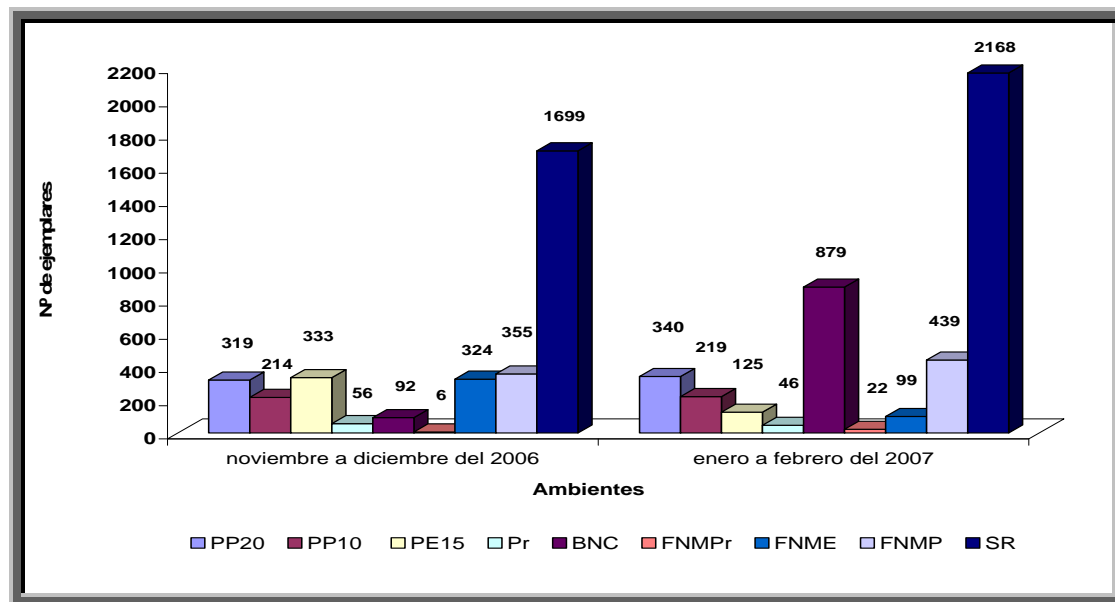


Figura 5. Número de ejemplares registrados en los respectivos ambientes estudiados durante la primavera del 2006 y el verano del 2007.

### 3.2.1.- Distribución de las abundancias

Las tres especies más abundantes (abundancia relativa > 5 %) en el área de estudio fueron, en orden descendente: *C. chilensis gloriosus* con un 61.6%, *C. magellanicus similis* con 13.4% y *P. extenuatus* con el 13.2% del total de ejemplares, reuniendo en conjunto el 88.2% del total de la fauna (Fig. 6; Anexo 2, Tabla II)

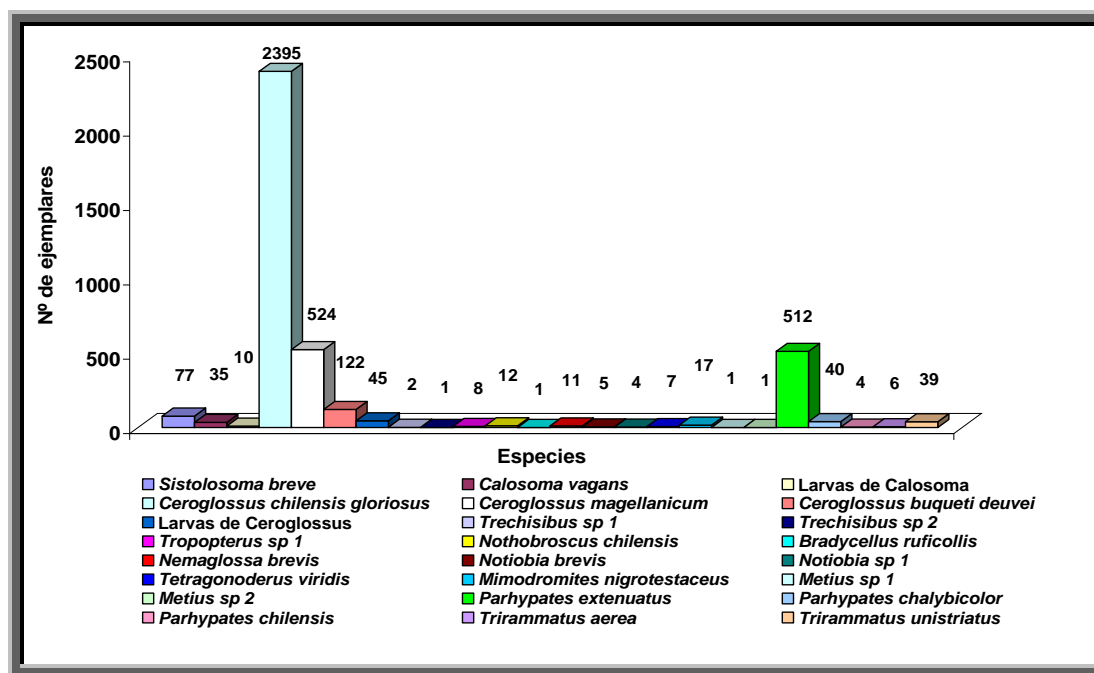


Figura 6. Distribución total de las abundancias registrada en el área de estudio durante la primavera del 2006 y el verano del 2007.

Especies medianamente abundantes (abundancia relativa >1% y < 5%), pueden ser consideradas *C. buqueti deuvei* con 3,4%, *S. breve* con un 2% y *P. chalybicolor* con el 1,2%, del total de ejemplares, reuniendo en conjunto el 6,6% del total de la fauna de carábidos colectada. El restante 5.2% de los ejemplares se distribuyó entre 16 especies, las que por su bajo número de ejemplares capturados, son consideradas escasas (abundancia relativa < 1%).

Durante primavera las especies más abundantes en el área de estudio, que en conjunto sumaron el 84.8% del total de ejemplares capturados, fueron en orden descendente *C. chilensis gloriosus* con un 53.4%, *C. magellanicus similis* con un 15.9% y *P. extenuatus* con el 15.5% del total de ejemplares capturados (Fig. 7; Anexo1, Tabla III). Como especies medianamente abundantes podemos considerar a *C. buqueti deuvei*, *P. chalybicolor*, *S. breve*, *N. chilensis*, *M. nigrotesticus*, las que en conjunto sumaron el 10.2% del total. El restante 5% de la fauna, se distribuyó entre 14 especies, cuyas abundancias relativas fueron inferiores al 1%, por lo que son consideradas especies escasas.

En verano, el 91,1% de los ejemplares se distribuyó nuevamente entre las especies *C. chilensis gloriosus* con un 68.1%, *C. magellanicus similis* y *P. extenuatus*, con un 11.5% del total de ejemplares colectados, por lo que pueden ser consideradas las especies más abundantes durante esta estación

(Fig. 8; Anexo 1, Tabla IV). Como elementos medianamente abundantes podemos considerar a las especies *C. buqueti deuvei*, *T. unistriatus* y *C. vagans* las que en conjunto concentraron el 6.9% del total de la fauna. El restante 2% se distribuyó entre 6 especies cuyas abundancias relativas fueron inferiores al 1%, por lo que pueden ser consideradas especies escasas.

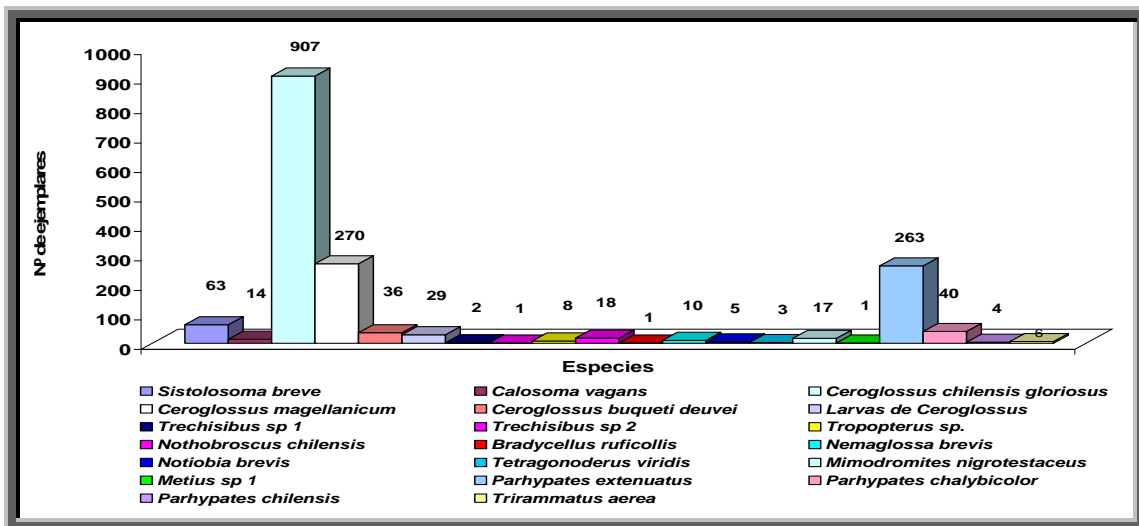


Figura 7. Distribución de las abundancias registrada en el área de estudio durante la primavera del 2006.

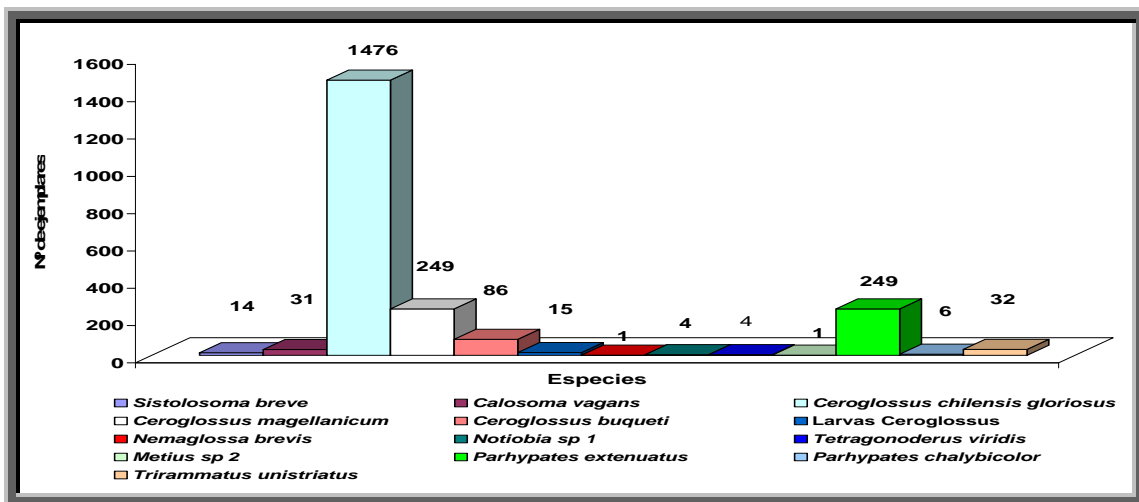


Figura 8. Distribución de las abundancias registrada en el área de estudio durante el verano del 2007.

### **3.2.2.- Distribución de las abundancias dentro de cada ambiente**

Al analizar la distribución total de las abundancias en cada ambiente se aprecia el claro dominio de *C. chilensis gloriosus* en seis de estos (Fig.9; Anexo 2, Tabla 2), siendo FNMP, PP10 y BNC, los ambientes donde esta especie alcanzó la máxima abundancia relativa, concentrando el 84.6, 78.5 y 65.5% del total de ejemplares. Como segundo elemento dominante podemos considerar a *C. magellanicus similis*, especie que fue la segunda más abundante en cuatro ambientes, concentrando el 22.6% del total de la fauna de BNC, el 9.5% de PP10, el 21.3% de FNME y el 8.2%, de FNMP. En tercer lugar tenemos a *P. extenuatus*, especie que en PE15 y PP20, fue la segunda especies más abundante, reuniendo el 28.2% y el 23.7% del total de ejemplares. Otras especies que concentraron un número importante de ejemplares fueron *C. buqueti deuvei* y *S. breve*, siendo la primera el tercer elemento más abundante en PP20, concentrando el 9.1% del total de ejemplares y la segunda el segundo elemento más abundante en PP10, concentrando el 28.5 % del total. Respecto a las restantes especies, la abundancia entre estas se distribuyó de forma más bien homogénea, aspecto fácilmente apreciable en aquellos ambientes que presentaron la mayor riqueza específica, como es el caso de Pr y las respectivas plantaciones forestales.



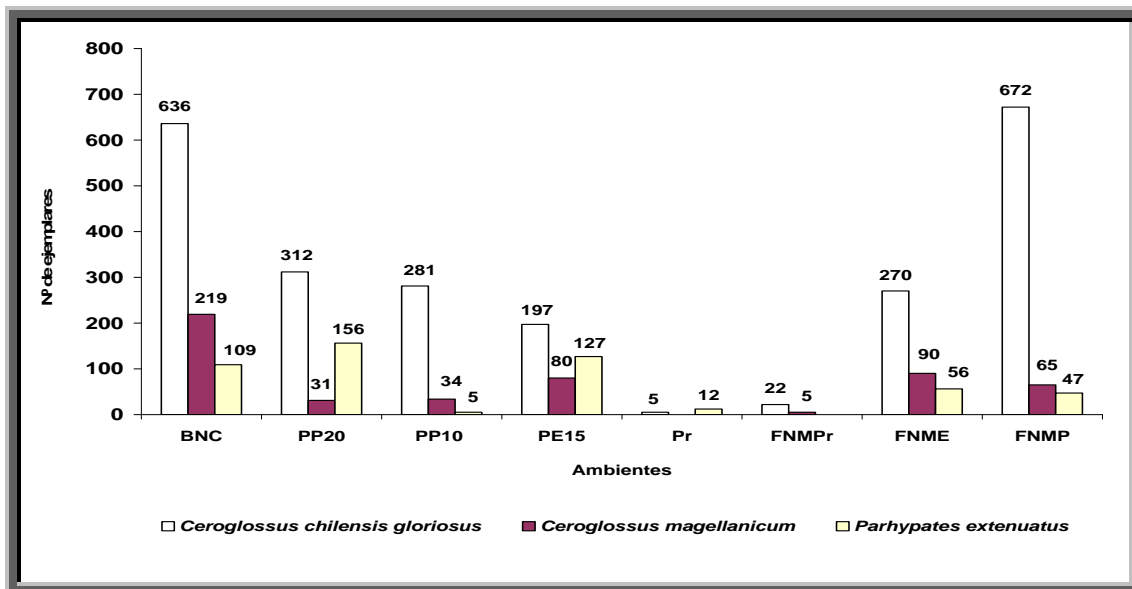


Figura 9. Distribución absoluta de las especies más abundantes registradas en cada ambiente a través del estudio.

Durante primavera *C. chilensis gloriosus* fue el componente más abundante en 5 ambientes, alcanzando sus máximos valores en FNME, FNMP y PP20, concentrando el 79.6% y 48.3% del total de ejemplares, en segundo lugar tenemos a *C. magellanicus similis*, especie que concentró el 38% del total de la fauna de BNC, el 25% y 13%, de la fauna existente en FNME y FNMP y el 11.2% de PP10. Por último *P. extenuatus* fue el elemento más abundante en PE15 y PP20, reuniendo el 29.4% y el 25.4% del total de la fauna (Fig. 10; Anexo 2, Tabla III).

En verano la distribución de las abundancias siguió el mismo patrón que en primavera (Figura 10; Anexo 2, Tabla IV), apreciándose en general, el claro dominio de *C. chilensis gloriosus* en 6 de los 8 ambientes, alcanzando sus máximos valores en BNC y FNMP, concentrando en ambos casos el 68 y 88 % del total de ejemplares.

Mínimos valores obtuvo esta especie en PE15 y en FNME. En segundo lugar destacó *C. magellanicus similis*, especie que concentró el 38% del total de BNC y el 25 y 13%, de FNME y FNMP, así como el 11.2% de la fauna de PP20. Por último *P. extenuatus* fue el segundo elemento más abundante en PE15 y en PP20, reuniendo el 29.4% y el 25.4% del total.

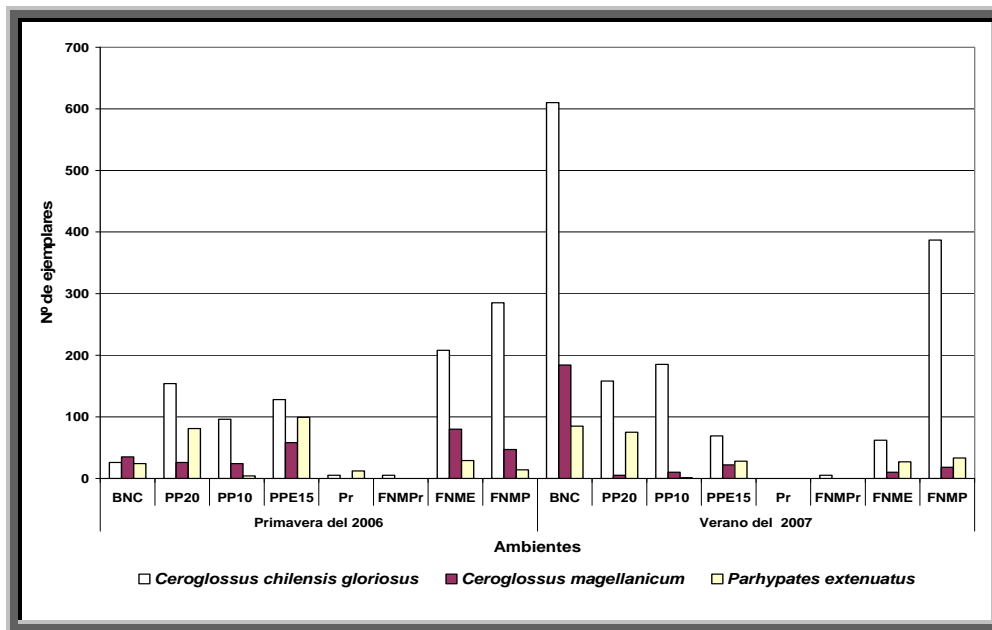


Figura N 10. Distribución de las especies más abundantes en cada ambiente entre primavera del 2006 y verano del 2007.

En cuanto al análisis estadístico, este arrojó a un nivel de significancia del 0.05, la existencia de diferencias significativas entre los ambientes durante primavera ( $Q=22.45$  ;  $p\text{-valor}=0.02$ ), siendo inexistentes las diferencias en verano ( $Q=9.75$  ;  $p\text{-valor}=0.203$ ).

### 3.3.- Diversidad

La diversidad total obtenida para cada ambiente se muestra en la (Fig. 11). Apreciamos que en los fragmentos los valores de  $H'$  fueron menores en

comparación con los del resto de los ambientes, no así los de J'. Esto indica que en este tipo de ambientes la comunidad de carábidos epígeos fue pobre en especies, pero las abundancias de estas se distribuyeron de forma más bien equitativa. Sin embargo, se aleja de esta tendencia FNMP donde los valores de  $H' = 0.251$  y  $J' = 0.358$ , indican una comunidad poco diversa en especies, ya que sus abundancias se distribuyeron de forma poco equitativa, concentrando tan solo una especie, *C. chilensis gloriosus* casi el 85% del total de ejemplares capturados, aconteciendo algo similar en BNC ( $H' = 0.393$  ;  $J' = 0.435$ ) donde la misma especie concentró cerca del 70% de la fauna. Por lo tanto, ambos ambientes pueden ser considerados los menos diversos en relación al resto.

En cuanto a las plantaciones, los valores de  $H'$  y  $J'$  demuestran una riqueza de especies más o menos alta, pero una distribución de las abundancias medianamente equitativa, lo cual se debe a los altos valores de abundancia alcanzados en todas las plantaciones por *C. chilensis gloriosus*, como también por los alcanzados en algunos casos por *C. magellanicus similis*, *P. extenuatus*, *S. breve* y *C. buqueti deuvei*, siendo PP20 la plantación más diversa ( $H' = 0.618$ ;  $J' = 0.618$ ). En cambio, Pr arrojó los más altos valores de diversidad en comparación a los otros ambientes ( $H' = 0.852$  ;  $J' = 0.756$ ), lo cual, demuestra la elevada riqueza de especies registrada en este ambiente (12), cuyas abundancias se distribuyeron de forma más bien homogénea, no existiendo

especies como en todos los otros casos que concentraran un gran número de ejemplares.

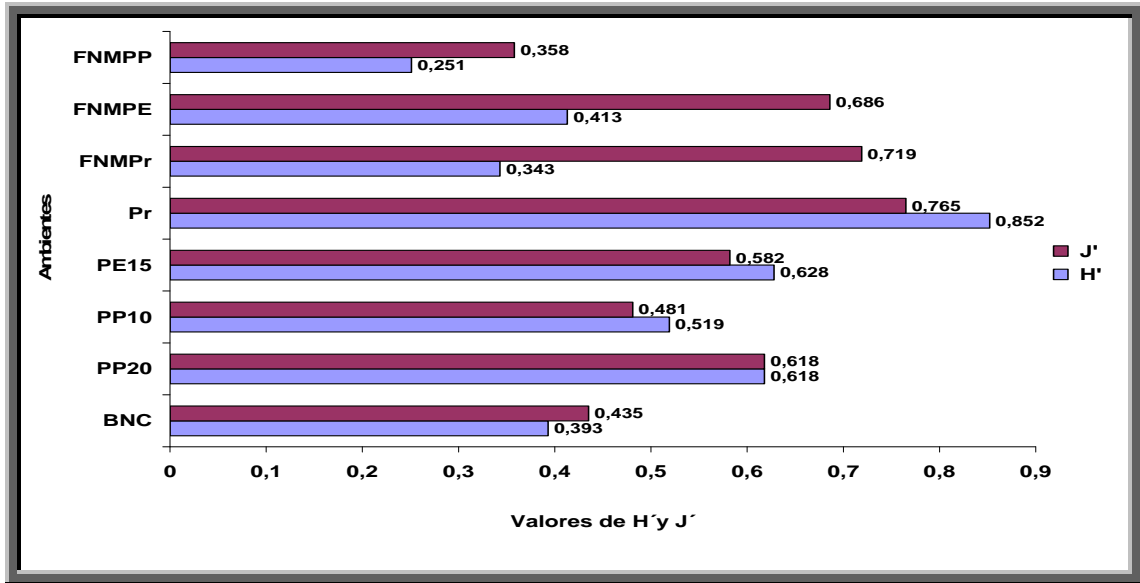
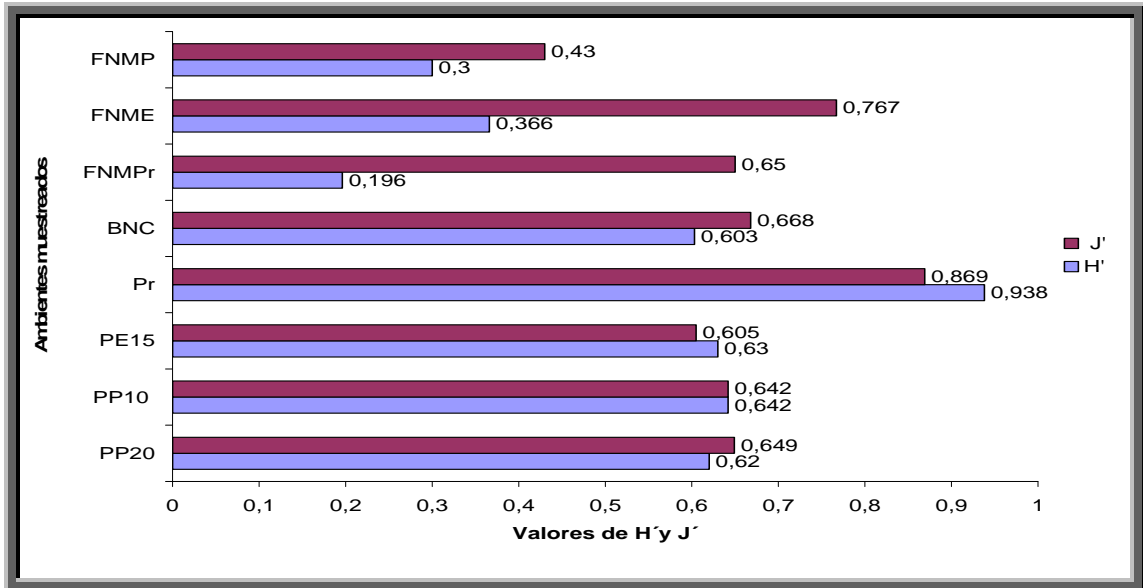


Figura 11. Variación total de los valores de diversidad y equidad registrados en el área de estudio.

Al comparar los valores de diversidad ( $H'$ ) y equidad ( $J'$ ) obtenidos en primavera y verano (Figs. 12 y 13), se puede observar que en general los valores de  $H'$  disminuyeron progresivamente a medida que se acercaba el período estival, en cambio los de  $J'$  aumentaron levemente, en PP10 y en FNMP. Es decir, en casi todos los ambientes disminuyó la riqueza de especies, pero aumentó la equidad en la distribución de las abundancias de las especies

más abundantes. Destacó Pr por presentar valores de  $H'$  contrastantes entre primavera ( $H'=0.938$ ) y verano ( $H'=0.267$ ).

En primavera Pr se caracterizó por presentar una comunidad de carabidos rica en especies (12), cuyas abundancias se distribuyeron de forma más bien equitativa ( $J'=0.869$ ), sin embargo, en verano Pr registró sólo dos especies casi igualmente abundantes ( $J=0.887$ ). Otro ambiente que registró una baja importante en la riqueza de especies en verano fue el bosque continuo, en primavera este ambiente registro un  $H'=0.603$ , mientras que en verano  $H'$  disminuyó a 0.35. Sólo las especies más abundantes persistieron en este ambiente, aumentando a la vez el tamaño de sus poblaciones.



Figuras 12. Variación de los valores de diversidad (H') y equidad (J') en los ocho ambientes durante la primavera del 2006.

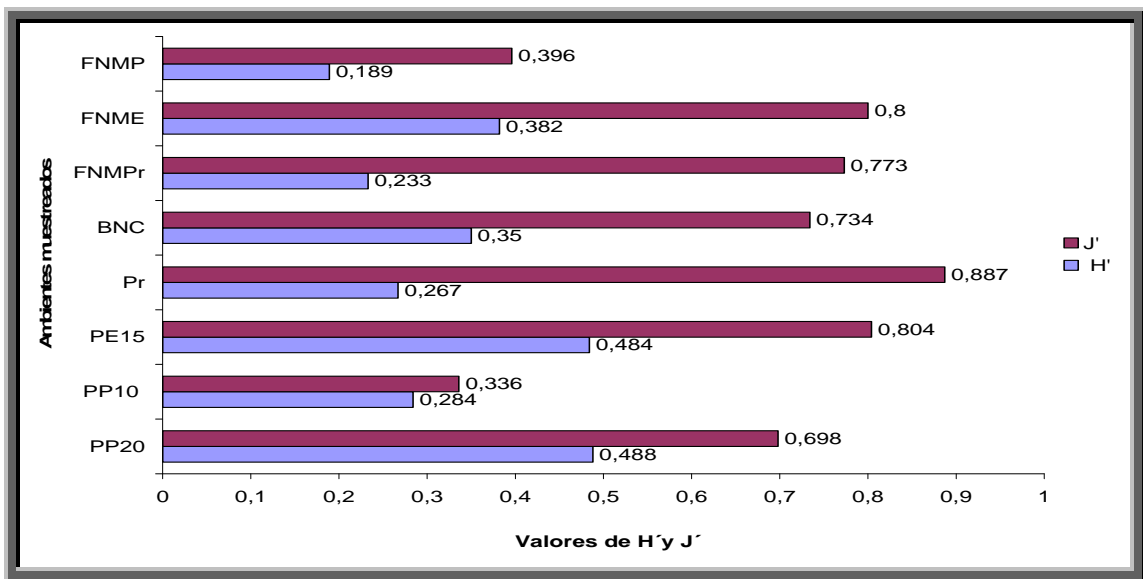


Figura 13. Variación de los valores de diversidad (H') y equidad (J') en los ocho ambientes durante el verano del 2007.

### 3.4.- Similitud de la riqueza de especies entre ambientes

En cuanto a la similitud taxonómica, los mayores valores arrojados por el índice de Jaccard indican una mayor relación entre la carabidofauna epígea de BNC y la existente en PP20 ( $I_j = 0.70$ ) (Tabla IV).

Tabla IV. Coeficiente de similitud de Jaccard entre los distintos ambientes estudiados.

Rucamanque								
Ambientes	BNC	PP20	PP10	PE15	Pr	FNMPr	FNME	FNMP
<b>BNC</b>	*	0,70	0,33	0,58	0,25	0,11	0,38	0,44
<b>PP20</b>	*	*	0,40	0,54	0,17	0,10	0,33	0,56
<b>PP10</b>	*	*	*	0,53	0,26	0,08	0,33	0,42
<b>PE15</b>	*	*	*	*	0,28	0,08	0,27	0,33
<b>Pr</b>	*	*	*		*	0,08	0,15	0,21
<b>FNMPr</b>	*	*	*	*	*	*	0,25	0,17
<b>FNME</b>	*	*	*	*	*	*	*	0,60
<b>FNMP</b>	*	*	*	*	*	*	*	*

Los menores valores de similitud fueron arrojados al relacionar la fauna de carábidos epígeos existente Pr y FNMPr, con aquella existente en el resto de los ambientes.

En primavera los mayores valores se dieron en orden descendente entre: PE15 y PP10 ( $I_j = 0.62$ ) y entre FNME y FNMP ( $I_j = 0.60$ ) (Tabla V).



Tabla V: Coeficiente de similitud de Jaccard entre los distintos ambiente estudiados durante primavera del 2006

Primavera del 2006								
Ambientes	BNC	PP20	PP10	PE15	Pr	FNMPr	FNME	FNMP
<b>BNC</b>	*	0,54	0,29	0,58	0,25	0,11	0,38	0,44
<b>PP20</b>	*	*	0,46	0,54	0,17	0,10	0,33	0,56
<b>PP10</b>	*	*	*	0,62	0,29	0,09	0,30	0,50
<b>PE15</b>	*	*	*	*	0,28	0,08	0,27	0,33
<b>Pr</b>	*	*	*		*	0,08	0,15	0,21
<b>FNMPr</b>	*	*	*	*	*	*	0,25	0,17
<b>FNME</b>	*	*	*	*	*	*	*	0,60
<b>FNMP</b>	*	*	*	*	*	*	*	*

En verano la mayor similitud taxonómica se registró en orden descendente entre: BNC, FNMP y FNME ( $I_J = 1.0$ ), valor que indica a la vez una misma composición de especies; entre PE15 y BNC, FNME y FNMP ( $I_J = 0,75$ ); entre BNC y PE15 ( $I_J = 0,75$ ) y PP20 ( $I_J = 0,60$ ) y entre ésta y FNME ( $I_J = 0,60$ ). Por último no existió ningún componente común entre Pr y los restantes ambientes (Tabla VI).

Tabla VI: Coeficiente de similitud de Jaccard entre los distintos ambiente estudiados durante verano del 2007.

Verano del 2007								
Ambientes	BNC	PP20	PP10	PE15	Pr	FNMPr	FNME	FNMP
<b>BNC</b>	*	0,60	0,43	0,75	0,00	0,25	1,00	1,00
<b>PP20</b>	*	*	0,33	0,50	0,00	0,17	0,60	0,27
<b>PP10</b>	*	*	*	0,38	0,00	0,13	0,43	0,43
<b>PE15</b>	*	*	*	*	0,00	0,20	0,75	0,75
<b>Pr</b>	*	*	*	*	*	0,33	0,00	0,00
<b>FNMPr</b>	*	*	*	*	*	*	0,25	0,25
<b>FNME</b>	*	*	*	*	*	*	*	1,00
<b>FNMP</b>	*	*	*	*	*	*	*	*

### 3.4.1.- Similitud biocenótica entre ambientes

En la figura 14, se aprecia la existencia de dos grupos poco afines entre sí, el primero de ellos conformado por Pr y FNMPr, y el segundo por BNC, las plantaciones y los restantes fragmentos. Esta clara separación se debió a que la fauna de carábidos registrada en Pr y en FNMPr, presentó durante primavera y verano una estructura comunitaria distinta.

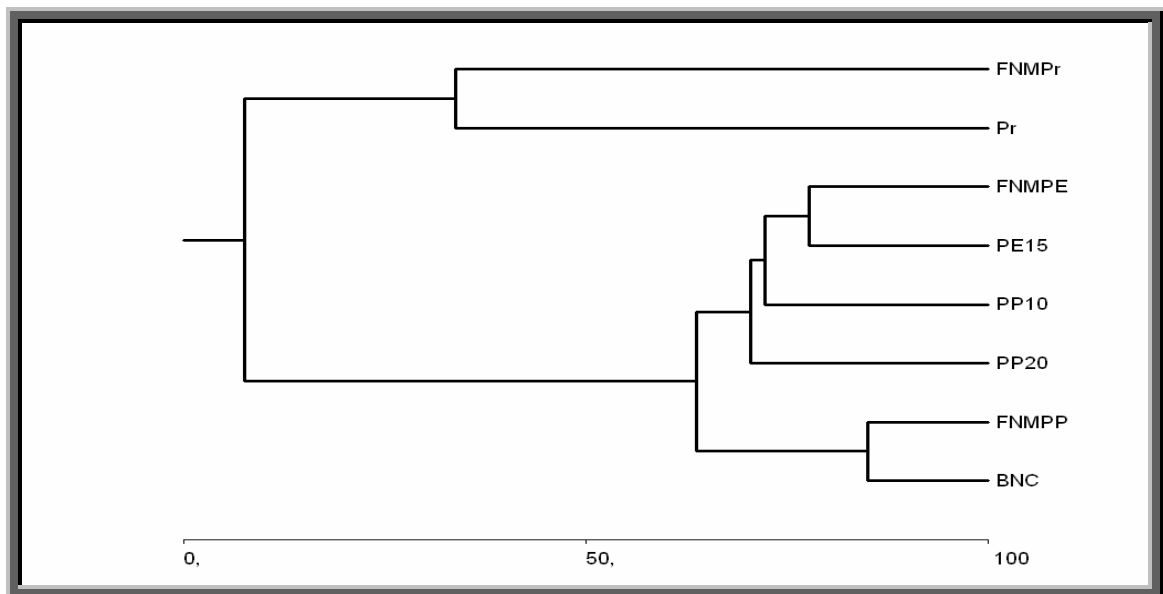


Figura 14: Similitud biocenótica de la fauna epigea de carábidos existente en los distintos ambientes entre primavera del 2006 y verano del 2007.

En primavera Pr se caracterizó por su importante riqueza de especies (12) cuyas abundancias se distribuyeron de forma más bien equitativa. La mayor parte de estas especies son propias de ambientes pratenses. Dominaron en Pr

*C. vagans* y *T. unistriatus*, especies que persistieron hacia el verano como únicos componentes. FNMPr en cambio solo registró en ambas estaciones dos especies, siendo en primavera *C. chilensis gloriosus* el nexa con la pradera y en verano, *C. vagans*. Al contrario la fauna de carábidos existente en las plantaciones y fragmentos rodeados por éstas, estuvo constituida en ambas estaciones casi en su totalidad por especies propias de BNC, las que se distribuyeron de forma menos equitativa que la comunidad de carábidos de Pr, siendo *C. chilensis gloriosus* la especie más constante y abundante en todos estos ambientes, seguida por *C. magellanicus similis* y *P. extenuatus* y en algunos casos por *C. buqueti deuvei* y *S. breve*. De este modo, los valores de similitud obtenidos para las distintas combinaciones de ambientes constituyentes de este segundo conjunto, estuvieron determinados en primavera y verano por similitudes comunitarias estructurales.

Al respecto, la mayor similitud ocurrida durante primavera (Fig. 15) entre PE15 y PP20 y entre FNMP y FNME , se debió a que entre tales ambientes la distribución de las abundancias de *C. chilensis gloriosus*, *C. magellanicus similis* y *P. extenuatus* fueron relativamente similares. Al contrario PP10 debió su porcentaje de similitud con los ambientes anteriores, a la considerable abundancia alcanzada por *S. breve* y a los bajos valores alcanzados por *P. extenuatus*. Los valores obtenidos para BNC están relacionados con las bajas abundancias alcanzadas por las especies dominantes. La baja similitud ocurrida

entre PR y los otros ambientes, se debió a sus características comunitarias anteriormente nombradas. Por último, el fragmento inserto en Pr solo tuvo a *C. chilensis gloriosus* como única especie común al resto de los ambientes.

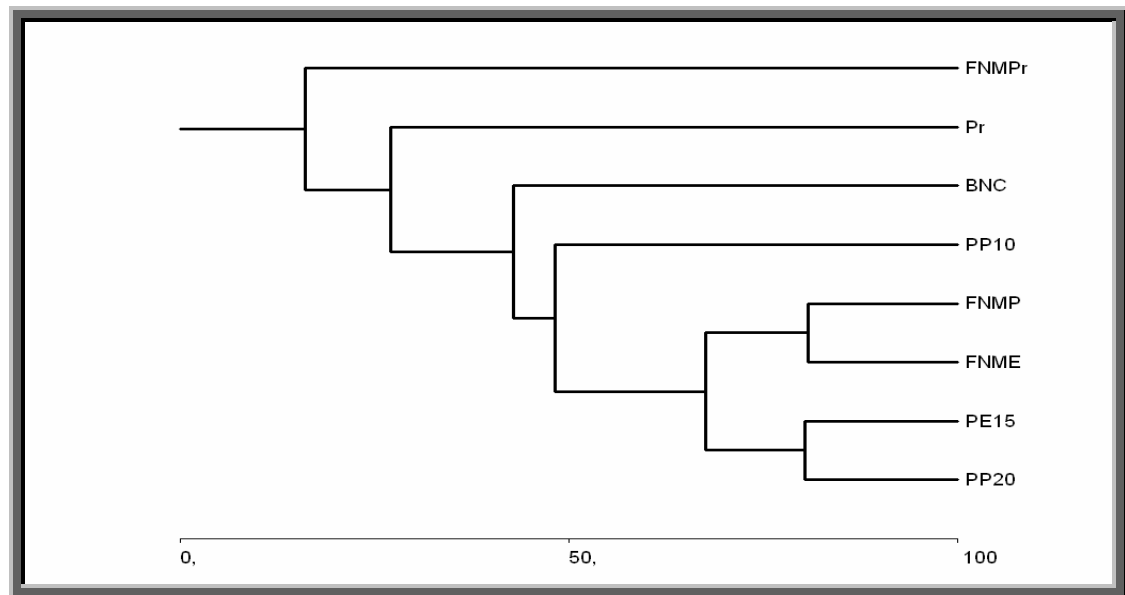
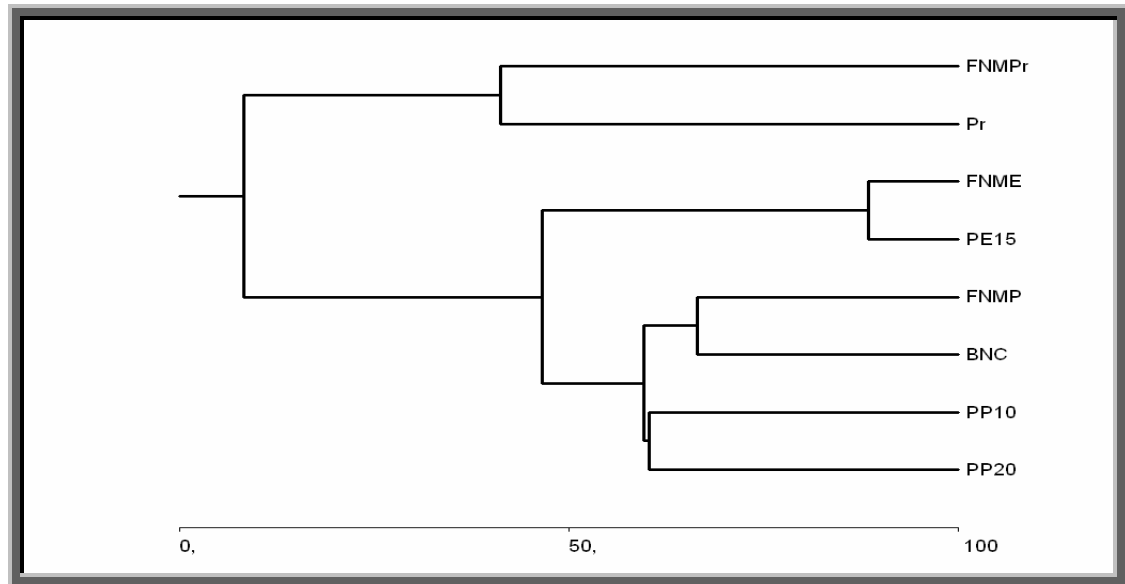


Figura 15. Similitud biocenótica de la fauna de carábidos existente en los distintos ambientes muestreados durante primavera del 2006.

En verano los mayores porcentajes de afinidad entre PE15 y FNME, estuvieron dados por la estrecha diferencia entre las abundancias alcanzadas en ambos ambientes por *C. chilensis gloriosus*, *C. magellanicus similis* y *P. extenuatus* (Fig. 16). Menos afines fueron BNC y FNMP debido a que las diferencia entre la abundancia alcanzada por estas especies fue más amplia, sin embargo, *C. chilensis gloriosus* dominó en ambos ambientes y entre ambas plantaciones de

*P. radiata*. Por último, Pr y FNMPr presentaron solo dos especies, teniendo en común a *C. vagans*, especie en ambos igualmente abundante.



Figuras 16. Similitud biocenótica de la fauna de carábidos existente en los distintos ambientes muestreados durante el verano del 2007.

### 3.5.- Carábidos como bioindicadores

La respuesta de las especies a las respectivas modificaciones ambientales, evidencian que la transformación del bosque en praderas y su fragmentación, tienen efectos negativos sobre la fauna de carábidos epigeos asociada a ambientes boscosos. Al contrario, las plantaciones forestales parecen ser ambientes en cierto sentido propicios para el desarrollo de esta fauna (Tabla

VII). Por lo tanto el tipo y calidad de la matriz jugaría un rol preponderante en la conservación de esta fauna.

Especies sensibles a la fragmentación fueron todas aquellas especialistas de ambientes boscosos, es decir aquellas especies poco abundantes dentro de estos ambientes: *Tropopterus* sp, *S. breve*, *N. brevis*, *Nothobroschus chilensis*, *M. nigrotestaceus*, entre otras. Sin embargo, las tres especies más abundantes en las plantaciones forestales y en el bosque continuo: *C. chilensis gloriosus*, *C. magellanicus similis* y *P. extenuatus*, también lo fueron en los fragmentos rodeados por plantaciones forestales, no así en FNMPr, ambiente que presentó una comunidad de carábidos muy pobre, constituida por varias especies propias de ambientes abiertos, incluso dominada por *C. vagans* durante el verano.

Tabla VII. Procedimiento paso a paso propuesto por McGeoch (1998), para evaluar lo adecuado de los carábidos epigeos para ser usados como indicadores de calidad ambiental en el sector de Rucamanque.

Paso 1	Objetivo general	Indicador ambiental		
Paso 2	Objetivo específico	Para detectar la naturaleza de la perturbación (perdida, transformación y fragmentación del bosque nativo)		
Paso 3	Indicador potencial	Carábidos		
Paso 4	Datos acumulados sobre el indicador	22 especies fueron colectadas en el área de estudio, diez de estas asociadas a bosques, doce a praderas y cultivos agrícolas.		
Paso 5	Datos relacionados con la colecta cuantitativa	Fueron evaluados tres fragmentos distintos, rodeados por una matriz de pino; eucalipto y pradera.	Fueron evaluadas tres plantaciones: pino de 20 y 10 años, y una eucalipto de 15 años	Fue evaluada una pradera naturalizada
Paso 6	Relación entre la abundancia y riqueza del indicador y los ambientes estudiados	Seis de las 22 especies fueron colectadas en los fragmentos. Tres especies propias de bosque fueron abundantes en los fragmentos rodeados por plantaciones. Una especie propia de pradera fue abundante en el fragmento rodeado por la pradera.	Catorce de las 22 especies fueron colectadas en las plantaciones forestales. Cinco especies propias de bosque fueron abundantes. Una de ellas en todas las plantaciones.	Doce de las 22 especies fueron colectadas en la pradera. Diez de ellas propias de este tipo de ambiente. Solo dos especies asociadas a bosque fueron registradas.

Paso 7	Se acepta o rechaza el indicador	Las especies escasas y medianamente abundantes, prácticamente no estuvieron presentes en los fragmentos. El indicador es aceptado.	En general la fauna de carábidos asociada a bosques, no fue afectada por las plantaciones forestales. Sin embargo, los generalistas prefieren el bosque nativo durante el	La fauna de carábidos colectada en la pradera, básicamente estuvo compuesta por carábidos macrópteros propios de praderas, siendo escasas las especies
--------	----------------------------------	--	---	--



			verano.	braquípteras de bosque. El indicador es aceptado.
Paso 8	Información que robustece al indicador propuesto.	Los carábidos fueron sensibles a la fragmentación (Rainio & Niemelä, 2003, Davies & Margules 1998, Halme & Niemelä 1993), a las plantaciones forestales (Finch 2004) y a la deforestación (Halme & Niemelä op. Cit.)		
Paso 9	Si la Hipótesis nula es rechazada, hacer recomendaciones específicas, basadas en los objetivos originales, para el uso del indicador.	Los carábidos resultaron ser bioindicadores apropiados para ser usados en el área de estudio, por lo tanto, la hipótesis es aprobada. Los carábidos especialistas de bosque fueron sensibles a la fragmentación y junto a los generalistas, sensibles a la ausencia de cobertura arbórea. Por lo tanto especies especialistas pueden ser usadas como bioindicadoras de fragmentación y de igual forma todos los carábidos asociados a bosques como bioindicadores en estudios de pérdida de cobertura arbórea ha ser realizados en el área de estudio. En cuanto a la fauna de carábidos registrada en las plantaciones forestales, la riqueza y abundancia de esta estaría indicando condiciones ambientales favorables para su existencia en este tipo de ambientes.		

## 4. DISCUSIÓN

### 4.1.- Riqueza taxonómica

En el área de estudio, 22 especies de carábidos epígeos fueron colectadas, cantidad que representa según Roig-Juñent & Domínguez (2001) el 22% del total regional y el 6,6% del nacional. Es probable que la representatividad del sector hubiese sido mayor, al aumentar el esfuerzo de muestreo y si el estudio hubiese considerado la fauna de carábidos asociada a otros dominios, como por ejemplo a dosel arbóreo

En términos biogeográficos las especies de carábidos epígeos colectadas en el sector de Rucamanque son todas endémicas, ya sea de Chile o de los bosques templados existentes en Chile y Argentina. Como ejemplos de especies endémicas de Chile podemos mencionar a *C. chilensis gloriosus*, *C. magellanicus similis*, *C. buqueti devei*, *P. extenuatus*, *P. chilensis*, *N. laevis*, *C. vagans*, entre otras, en cambio *N. chilensis*, *C. magellanicus*, *S. breve* y *P. chalybicolor* son endémicas de los bosques templados sudamericanos (Roig-Juñent 2007 comunicación personal).

#### **4.2.- Carábidos alados y no alados**

En el área de estudio el total de especies registradas, puede ser dividido de acuerdo a Lövei & Sunderland (1996) en dos comunidades distintas, caracterizadas por estar constituidas básicamente por especies aladas (macrópteras) o no aladas (braquípteras). La fauna de carábidos asociada a ambientes dominados por árboles (e.g. bosque continuo, fragmentos y plantaciones forestales), está constituida principalmente por especies no aladas, las cuales son propias de ambientes boscosos, entre éstas tenemos a especies de los géneros *Ceroglossus*, *Tropopterus*, *Parhypates*, *Nemaglossa*, *Mimodromites* y *Sistolosoma*.

Al contrario, la fauna de carábidos epígeos registrada en la pradera estuvo básicamente constituida por especies aladas pertenecientes a los géneros *Calosoma*, *Metius*, *Notiobia*, *Trirammatius*, *Trechisibus* y *Tetragonoderus*. Este cambio comunitario incluso es apreciable al comparar las especies dominantes en cada tipo de ambiente, siendo las especies más abundantes *C.chilensis gloriosus*, *C. magellanicus similis* y *P. extenuatus* (no aladas) en todos los ambientes con estructura vegetal arbórea y *T. unistriatus* y *C.vagans* (aladas) en la pradera. De igual forma, los índices de similitud de Jaccard y Bray Curtis dan cuenta de este cambio comunitario al comparar los bajos valores de similitud existentes entre la pradera y el resto de los ambientes. Esta

diferencia en las características de la fauna de carábidos estaría indicando la existencia de cambios medioambientales importantes (Erwin 1981) en la pradera respecto a al resto de los ambientes.

#### **4.3.- Abundancia**

De las 22 especies registradas en el área de estudio, *C. chilensis gloriosus*, *C. magellanicus similis* y *Parhypates extenuatus* concentraron casi el 90% de la abundancia absoluta y a la vez fueron las especies más abundantes, constantes y de mayor talla registradas en todos los ambientes dominados por árboles, presentando tales atributos *C. vagans* y *T. unistriatus* en Pr. De acuerdo a Saiz (1980), especies con estas características conformarían el núcleo básico de especies de la comunidad de carábidos epígeos, existente en ambientes dominados por árboles o bien por herbáceas en el sector de Rucamanque; como también el conjunto de especies generalistas de dichos ambientes (Loreau 1992).

El resto de las especies, cuyas abundancias en conjunto bordearon el 10% del total, pueden ser consideradas especialistas, ya sea, de bosque o praderas, debido a sus bajas abundancias, su heterogénea distribución entre ambientes y a sus marcadas fluctuaciones poblacionales en el tiempo (Loreau 1992).

#### **4.4.- Plantaciones forestales**

En cuanto a las plantaciones forestales los resultados discrepan de los obtenidos por Grez et al. (2003), estudio en el cual la fauna de carábidos epígeos fue poco diversa y abundante en plantaciones forestales de *Pinus radiata* en el sector de los Queules, región Del Maule. Es probable que el clima más húmedo imperante en el sector de Rucamanque, así como el tipo de manejo al que han sido sometidas las plantaciones forestales, estén determinando la existencia de ciertos factores ambientales que estarían propiciando la ocurrencia de una rica y abundante fauna de carábidos epígeos. Por ejemplo la abundancia de sotobosque en plantaciones de *Pinus radiata*, atraería a un importante número de depredadores debido probablemente a la abundancia de recursos tróficos que ofrece este tipo de ambientes (Estades 2006, Grez et al. 2006).

Otros factores que pueden estar favoreciendo a la fauna de carábidos en las plantaciones forestales estudiadas, son la disponibilidad, abundancia y heterogeneidad de detritos vegetales, los cuales son fuente de presas y microhábitats, para especies de carábidos especialistas de bosque (Haila et al. 1994), como también la disminución de aves Rhynocríptidas en plantaciones forestales sin sotobosque (Estades & Escobar 2005), las cuales son activas insectívoras y por ende potenciales depredadores de carábidos epígeos. Sin

embargo, dada las exigencias ambientales requeridas para el desarrollo larvario (Lovëi & Sunderland 1996), es probable que en general la fauna de carábidos ocupe las plantaciones forestales para forrajear, concluyendo su ciclo de vida en el bosque continuo.

#### **4.5.- Bosque continuo**

Los resultados obtenidos en el bosque continuo permiten rechazar la hipótesis nula que suponía encontrar una mayor riqueza y abundancia de carábidos aquí en comparación al resto de los ambientes. Es difícil definir, debido a limitantes propias del estudio, qué factores medio ambientales incidieron durante la primavera en la baja abundancia de *C. chilensis gloriosus*, *C. magellanicus similis* y *P. extenuatus*, especies muy abundantes en las plantaciones y fragmentos; o bien en las elevadas abundancias registradas para estas especies en verano. Grez et al. (2003), indican que la abundancia de carábidos epígeos generalistas de bosque fue mayor en pequeños fragmentos de bosque nativo, en comparación al bosque continuo, lo cual concuerda con lo ocurrido en el sector de Rucamanque durante primavera. Esto también ha sido detectado en el chaparral californiano y en los bosques de coníferas de Hungría y Ucrania (Bolger et al. 2000, Magura et al. 2000).

Es probable que la menor abundancia de carábidos registrada durante primavera en el bosque continuo se deba a que las especies generalistas de bosque estén invadiendo las plantaciones forestales y fragmentos desde el bosque continuo, a causa de constituir estos ambientes importantes áreas de forrajeo para depredadores (Estades 2006).

Por último, es probable que la elevada abundancia de carábidos registrada en este ambiente durante el verano, tenga relación con ciertas exigencias de hábitat para la realización de la postura de huevos, es decir el bosque continuo ofrecería mejores condiciones ambientales para el desarrollo larvario que las plantaciones y fragmentos (Lövei & Sunderland 1996).

#### **4.6.- Fragmentos**

La disminución de la riqueza y el aumento de la abundancia de algunas especies de carábidos epígeos en los fragmentos rodeados por plantaciones forestales, puede deberse a la emigración de las especies especialistas hacia la matriz, a causa del reducido tamaño del fragmento, el cual sería ambientalmente hostil para el desarrollo de las mismas (Niemelä 2001, Halme & Niemelä 1993); y a la invasión de especies generalistas de hábitat desde o través de la matriz (Didham 1997, Grez et al. 2003). Esto explicaría la riqueza de especies especialistas registrada en la matriz y la abundancia alcanzada en

los fragmentos por los generalistas de bosque *C. chilensis gloriosus*, *C. magellanicus similis* y *P. extenuatus*. Es probable que estas especies de carábidos encuentren en los fragmentos una importante disponibilidad de presas, como por ejemplo larvas de coleópteros epigeos, organismos cuya riqueza y abundancia puede aumentar en fragmentos de pequeño tamaño (Grez et al. 2003). Es interesante destacar el empobrecimiento faunístico registrado en el fragmento rodeado por la pradera, así como la invasión de este por especies turistas desde la pradera. La presencia casi nula de especies propias de ambientes boscosos en este fragmento, así como la abundancia alcanzada aquí por *Calosoma vagans*, pueden estar indicando una desecación progresiva y aislamiento de este ambiente a causa de su reducido tamaño y a las características ambientales de la matriz que lo rodea, lo cual imposibilitaría la permanencia aquí de especies braquípteras de bosque, debido a su poder dispersor limitado y exigencias de hábitat específicas (Burke & Goulet 1998, Rainio & Niemelä 2003).

#### **4.7.-Pradera**

Según diversos autores (Rushton et al. 1989, 1990, Blake et al. 1996, Kotze & Samways 1999) la riqueza y abundancia de la fauna de carábidos asociada a praderas está directamente relacionada con el nivel de perturbaciones ambientales al que están sometidos este tipo de ambientes. Si bien la fauna de



carábidos registrada en la pradera fue rica en especies, ninguna de éstas fue en extremo abundante. Esto puede deberse a la inexistencia de actividades humanas que estén modificando temporalmente su estructura vegetacional o edáfica, que de ocurrir propiciarían el dominio de ciertas especies (Shah et al. 2003). Es probable que la riqueza y abundancia de la fauna de carábidos registrada en la pradera, estén siendo afectadas por la progresiva desecación que ocurre en este ambiente hacia el verano (Rushton et al 1990), como también a causa de variaciones poblacionales anuales (Luff 1990).

Si bien el reemplazo de parte del bosque nativo por praderas, ha aumentado la diversidad de especies en el área de estudio, es posible que la diversidad de especies en fragmentos rodeados por praderas haya disminuido considerablemente.

#### **4.8.- Carábidos como bioindicadores**

En cuanto al uso de los carábidos epigeos colectados en el área de estudio como bioindicadores, los resultados indican que la fragmentación tuvo un efecto negativo en la riqueza de especies especialistas de bosque, agudizándose tal efecto en el fragmento rodeado por la pradera. Por lo tanto la ausencia de especies especialistas en los fragmentos puede estar indicando la existencia de fuertes modificaciones ambientales en este tipo de ambientes (Halme &

Niemelä 1993). De igual forma, la ausencia de especies generalistas en el fragmento rodeado por la pradera indicaría una mayor alteración ambiental en este tipo de fragmento (Blake et al. 1996, Davies & Margules 1998).

En cambio la riqueza y abundancia de especies en las plantaciones forestales puede estar indicando que ciertas variables ambientales en este tipo de ambientes se han mantenido estables o bien han sido modificadas favoreciendo a los carábidos en especial a aquellas especies asociadas a ambientes boscosos (Rainio & Niemelä 2003).

Respecto a la pradera es probable que el ensamble de especies registrado durante el estudio en este ambiente, sea propio de praderas naturalizadas, las cuales son de bajo valor nutricional para el ganado, es decir, tal ensamble de especies estaría indicando la mala calidad del sistema para llevar a cabo un uso pecuario y a la vez el bajo impacto antrópico al que están siendo sometidas (Eyre et al. 1996, Rainio & Niemelä 2003).

## 5. CONCLUSIONES

1. La fauna de carábidos epigeos existente en el área de estudio estuvo constituida por 22 especies, todas ellas endémicas, ya sea, de Chile o de los bosques templados australes compartidos por Chile y Argentina.
2. La fauna de carábidos existente en el sector puede ser dividida en dos comunidades distintas: La primera de ellas mayoritariamente constituida por especies propias de ambientes boscosos y la segunda mayoritariamente constituida por especies propias de ambientes pratenses.
3. Las especies *Ceroglossus chilensis gloriosus*, *C. magellanicus similis* y *Parhypates extenuatus* fueron las más abundantes y constantes en el bosque nativo, plantaciones forestales y en los fragmentos rodeados por estas. *Calosoma vagans* y *Triammatus unistriatus* fueron especies abundantes en la pradera. Ambos conjuntos constituirían los núcleos básicos de especies de carábidos epigeos asociados a ambientes boscosos y pratenses.
4. Del total de ambientes estudiados, Pr fue el más diverso, ya que presentó la mayor riqueza de especies (N = 12), cuyas abundancias se

distribuyeron de forma más bien homogénea. Sin embargo, durante el verano este ambiente fue uno de los menos diversos, al presentar sólo dos especies.

5. Las plantaciones forestales presentaron a través de todo el muestreo, una fauna de carábidos epigeos rica y abundante en especies, sin embargo, la distribución de las abundancias entre estas fue poco equitativa, ya que, tres especies concentraron en cada uno de estos ambientes sobre el 70% de los ejemplares.
6. Los fragmentos rodeados por plantaciones forestales presentaron a través de todo el muestreo una comunidad de carábidos pobre en especies, constituida principalmente por las especies generalistas de bosque: *C. chilensis gloriosus*, *C. magellanicus similis* y *P. extenuatus*, las cuales concentraron sobre el 90% del total de ejemplares. Especies especialistas de bosque prácticamente desaparecieron de este tipo de ambientes.
7. FNMPr presentó una comunidad de carábidos empobrecida, constituida básicamente por especies propias de la pradera.

8. Los resultados obtenidos sugieren que la fauna de carábidos epígeos colectada en el sector de Rucamanque puede presentar un potencial bioindicador importante, ya que, la riqueza y abundancia de la mayoría de las especies varió claramente entre ambientes.
  
9. Especies especialistas de bosque fueron afectadas negativamente por la fragmentación y transformación del hábitat en praderas y al parecer las especies generalistas de bosque, por el tipo de matriz que rodea al fragmento. Por ello, los carábidos pueden ser utilizados como bioindicadores de calidad ambiental en estudios que evalúen la pérdida, transformación y fragmentación de habitats boscosos.
  
10. La fauna de carábidos asociada a ambientes boscosos fue afectada negativamente por la transformación del bosque en praderas. Esto quedó en evidencia al comparar el bajo nivel de similitud entre la fauna de carábidos presente en la pradera y en el bosque continuo. Por lo tanto, carábidos asociados a bosques y praderas pueden ser usados como especies bioindicadoras en estudios que evalúen cambios ambientales causados por la pérdida de cobertura arbórea.
  
11. Si bien no se apreciaron diferencias estadísticas significativas entre los ambientes estudiados, los índices de diversidad y similitud de Shannon

Wiener, Pielou, Jaccard y Bray Curtis, dan cuenta de importantes diferencias entre los ambientes, ya sea a nivel taxonómico o de estructura comunitaria.

## **6. PROPUESTA**

El uso de los carábidos colectados en el sector de Rucamanque como bioindicadores de calidad ambiental en estudios de fragmentación, plantaciones forestales y praderas es posible, según los resultados obtenidos en este estudio.

El hecho que especies de carábidos epígeos especialistas y generalistas de bosque, estén ausentes o presentes en un ambiente, indica un nivel de perturbación ambiental que no sólo puede estar afectando negativa o positivamente a los carábidos, sino también a la riqueza y abundancia de otros organismos, es decir, los carábidos también pueden ser usados como indicadores ecológicos y de biodiversidad.

Noss (1990), Pearson and Cassola (1992), Niemelä (2000) y Rainio & Niemelä, (2003), proponen el uso de los carábidos como bioindicadores, ya que, cumplen con los requerimientos que debe tener una especie indicadora.

A nivel específico todas las especies de carábidos especialistas y generalistas de bosque registradas en el área de estudio, están asociadas al bosque de Roble-Laurel-Lingue, como también a otras asociaciones vegetacionales dominadas por especies de fagáceas, es decir, tienen una amplia distribución geográfica y poseen ciertos requerimientos de hábitat y por ende, pueden advertir tempranamente cambios ambientales asociados con perturbaciones antropogénicas, como por ejemplo fragmentación y pérdida de hábitat, transformación del bosque en plantaciones forestales y praderas, contaminación, entre otros. También todas estas especies son bien conocidas taxonómicamente (véase Roij-Juñent & Domínguez, 2001), su colecta como se ha demostrado no es difícil ni tampoco cara, y es probable que especies de carábidos asociadas tanto a praderas y cultivos, como a ambientes boscosos existentes en el área de estudio, ejerzan un importante control biológico en sistemas productivos agrícolas y forestales.

Por lo tanto, se propone el uso, de las especies de carábidos epígeos registradas en el área de estudio como bioindicadoras de calidad ambiental, en especial de aquellas especialistas asociadas a ambientes boscosos: *Tropopterus* sp., *S. breve*, *N. chilensis*, *Nemaglossa brevis*, *M. nigrotestaceus* y *P. chalybicolor* como también el uso de especies generalistas de bosque como *C. chilensis gloriosus*, *C. magellanicus similis*, *C. buqueti devei* y *P. extenuatus*. Además, se propone el uso de las especies asociadas a la pradera

como bioindicadoras para evaluar la calidad de éstas y su relación con el grado de perturbaciones antropogénicas al que son sometidas.



## BIBLIOGRAFÍA

ARIAS E (2000) Coleópteros de Chile *Chilean Beetles*. FOTOTEKNIKA. Santiago de Chile. 209 pp.

BAEV PV & LD PENEV (1995) BIODIV: program for calculating biological diversity parameters, similarity, niche overlap, and cluster analysis. Versión 5.1. Pensoft, Sofia- Moscow, 57 pp.

BALL GE & DC CURRIE (1997) Ground beetles (Coleoptera: Trachypachidae and Carabidae) of the Yucon: geographical distribution, ecological aspects and origin of the extinct fauna. *Insects of the Yucon*. H. V. Danks and J. A. Downes (Eds.). Biological Survey of Canada. Ottawa, Canada. 1034 pp.

BLAKE S, GN FOSTER, GE FISCHER & GL LIGERTWOOD (1996) Effects of management practices on the ground beetle faunas of newly established wildflower meadows in southern Scotland. *Annales Zoologici Fennici* 33: 139–147.

BOLGER DT, AV SUÁREZ, KR CROOKS, SA MORRISON & TJ CASE (2000) Arthropods in urban habitat fragments in southern California: area, age and edge effects. *Ecological Applications* 10: 1230-1248.

BRANDMAYR P (1983) The main axes of the coenoclineal continuum from macroptery to brachyptery in carabid communities of the temperate zone. Report 4th Symp. Carab.81: 147-169.

BRANDMAYR P (1991) The reduction of metathoracic alae and of dispersal power of carabid beetles along the evolutionary pathway into the mountains. Form and function in zoology. G. Lanzavecchia and R. Valvassori Eds. Selected Symposia and Monographs U.Z.I. Mucchi Modena. 363 -378 pp.

BÜRGMANN, H (1998) Soil Quality Changes under *Pinus radiata* Plantations in IX the Region of Chile, applicability of soil microbial activity and nutrients analysis for the evaluations of sustainability Biplomarbeit, Universität Bayreuth, Alemania. 111 pp.

BURKE D & H GOULET (1998) Landscape and area effects on beetle assemblages in Ontario. *Ecography* 21: 472–479.

COIFFAIT H (1958) Les coléoptères du sol. Supplement N° 7 à « Vie et Milieu ». Bulletin de Laboratoire Arago. Saint-Germain Paris.

COMISION NACIONAL DE MEDIO AMBIENTE (2002) Estrategia regional de conservación y uso sustentable de la biodiversidad en La Región de La Araucanía. 171 pp.

CORPORACION NACIONAL FORESTAL (1996) Libro Rojo los Sitios Prioritarios para la Conservación Biológica de Chile. Editado por Corporación Nacional Forestal. Santiago, Chile. 203pp.

CONOVER WJ (1999) Practical Nonparametric Statistics. John Wiley & Sons, Inc., New York. 592 pp.

DAVIES K F & CR MARGULES (1998) Effects of habitat fragmentation on carabid beetles: experimental evidence. *Journal of Animal Ecology* 67: 460–471.

DE LA POZA M, X PONS, G FARINOS, C LÓPEZ, F ORTEGO, M EIZAGUIRRE, P CASTAÑERA & R ALBAJES (2005) Impact of faro-scale Bt Maite on abundance of predatory arthropods in Spain. *Crop Protection*. 24:677-684

DEN BOER PJ (1990 A) The survival value of dispersal in terrestrial arthropods. *Biological Conservation* 54 : 175–192.

DEN BOER PJ (1990 B) Density limits and survival of local populations in 64 carabid species with different powers of dispersal. *Journal of Evolutionary Ecology* 3: 19–48.

DESENDER K, M DUFRÊNE & JP MAELFAIT (1994A) Long-term dynamics of carabid beetles in Belgium: a preliminary analysis on the influence of changing climate and land use by means of a database covering more than a century. In: Desender K., Dufrêne M. and Maelfait J.P. (eds), *Carabid Beetles. Ecology and Evolution*. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, the Netherlands, pp. 247–252.

DESENDER K, M DUFRÊNE & JP MAELFAIT (1994B) *Carabid Beetles. Ecology and Evolution*. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, the Netherlands.

DI CASTRI F (1968) Esquise ecologique du Chile. En *Biologie de L’Amerique Australe*. Paris, 4:7-52.

DIDHAM RK (1997) An overview of invertebrate responses to forest fragmentation. In: Watt A.D., Stork N.E. and Hunter M.D. (eds), *Forest and Insects*. Chapman & Hall, London, pp. 303–320.

DONOSO C (1981) Tipos forestales de los bosques nativos de Chile. Documento de Trabajo N° 38 Investigación y Desarrollo Forestal. (CONAF, PNUD-FAO). (Publicación FAO Chile).Santiago, Chile. 82 pp.

DONOSO C (1993) Bosques templados de Chile y Argentina. Variación, Estructura y Dinámica. Ecología Forestal. Editorial Universitaria. Santiago, Chile. 485p.

ELGUETA M (1988) Insectos epigeos de ambientes altomontanos en Chile Central: algunas consideraciones biogeográficas con especial referencia a Tenebrionidae y Curculionidae (Coleoptera). Boletín Museo Nacional de Historia Natural, Chile. 41:125-144.

ELGUETA M (1993) Invertebrados asociados a suelo en bosque de *Nothofagus pumilio* (OPEP. Et Endl.) Krasser, XII Región-Chile, con especial referencia a Insecta. Rev. Chilena Entomología 20:49-60.

ERWIN TL (1981) The ground beetles of a temperate forest site (Coleoptera:Carabidae): an analysis of fauna in relation to size, habitat selection, vagility, seasonality and extinction. Natural History of Plummers Island, Maryland XXVI. Bull. Biol Soc. Wash. 5:105-224.

ERWIN TL (1985) The taxon pulse: A general pattern of lineage radiation and extinction among carabid beetles. In G. E. Ball (ed.), Taxonomy, Phylogeny and Zoogeography of Beetles and Ants. A volume dedicated to the Memory of Philip Jackson Darlington, Jr. (1904-1983). Dordrecht, Dr W. Junk. 437-472.

ESTADES C & M ESCOBAR (2005) Los ecosistemas de las plantaciones forestales de pino de la Cordillera de la Costa. En: SMITH-RAMIREZ C, JJ ARMESTO & C VALDOVINOS (2005) Historia, Biodiversidad y Ecología de Bosques Costeros Chile. Editorial Universitaria. 710 pp.

ESTADES C (2006) Comunidades de aves en un mosaico de bosques naturales y artificiales. En: Grez A, J Simonetti, R Bustamante (2006) Biodiversidad en ambientes fragmentados de Chile: patrones y procesos a diferentes escalas. Editorial Universitaria. 229 pp.

EYRE M, DA LOTT & A GARSIDE (1996) Assessing the potential for environmental monitoring using ground beetles (Coleoptera: Carabidae) with riverside and Scottish data. *Annales Zoologici Fennici* 33: 157–163.

FINCH O (2005) Evaluation of mature conifer plantations as secondary habitat for epigeic forest arthropods (Coleoptera: Carabidae; Araneae) .*Forest Ecology and Management* 204 (2005) 21–34.

FOURNIER E, M LOREAU & P HAVET (1998) Effects of new agricultural management practices on the structure and diversity of ground-beetle communities (Coleoptera: Carabidae). *Gibier Faune Sauvage. Game Wild.* Vol 15. pp 43-53. disponible <http://www.nhbs-com/bes2006.html>. Visitado 12 marzo 2007.

GREZ AA, P MORENO & M ELGUETA (2003) Coleópteros (Insecta: Coleoptera) epigeos asociados al bosque maulino y plantaciones de pino aledañas. *Rev. Chilena Entomología* 29:9-18

GREZ AA, JA SIMONETTI & RO BUSTAMANTE (2006) Biodiversidad en ambientes fragmentados de Chile: patrones y procesos a diferentes escalas. Editorial Universitaria. 229 pp.

GSCHWANTNER T, G HOCH & A SCHOPF (2002) Impact of predators on artificially augmented populations of *Lymantria dispar* L. pupae (Lep., Lymantriidae). *Journal of Applied Entomology* 126(2-3):66-73

HAILA Y, IK HANSKI, J NIEMELÄ , P PUNTTILA, S RAIVIO & H TUKIA (1994) Forestry and the boreal fauna: matching management with natural forest dynamics. *Annales Zoologici Fennici* 31: 187–202.

HAILA Y (1999) Islands and fragments. In: Hunter M.L. Jr. (ed.), *Maintaining Biodiversity in Forest Ecosystems*. Cambridge University Press, Cambridge, UK, pp. 234–264.

HALME E & J NIEMELÄ (1993) Carabid beetles in fragments of coniferous forest. *Annales Zoologici Fennici* 30: 17–30.

HANCE T (1990) Relationship between crop types, ground beetle phenology and aphid predation in agroecosystems. In: Stork N.E. (ed.), *The Role of Ground Beetles in Ecological and Environmental Studies*. Intercept, Andover, UK, pp. 55–64

HELIÖLÄ J, KOIVULA M & J NIEMELÄ (2001) Distribution of carabid beetles (Coleoptera, Carabidae) across a boreal forest-clearcut ecotone. *Conservation Biology* 15: 370–377.

JOHNSTON J (2003) The contribution of Microarthropods to Aboveground Food Webs; A Review and Model of Belowground Transfer in a Coniferous Forest. *American Midland Naturalist*.143:238-266.

JOPP F & H REUTER (2005) Dispersal of carabid beetles-emergence of distributions patterns. *Ecological Modelling* 186:389-405



KANAT M & O TOPRAK (2005) Determination of Some Characteristic of *Calosoma sycophanta* L. (Coleoptera: Carabidae) Turkey Journal Zoology. 29:71-75

KANAT M & M ÖLSBOLAT (2006) Mass Production and Release of *Calosona sycophanta* K L. (Coleoptera: Carabidae) Used against the Pine Processionary Moth, *Thaumetopoea pityocampa* (Schiff.) (Lepidoptera: Thaumetopoeidae) in Biological control. Turkey Journal Zoology 20:181-185

KOIVULA M (2001) Carabid beetles (Coleoptera: Carabidae) in boreal managed forests-meso-scale ecological patterns in relation to modern forestry. University of Helsinki. Disponible en <http://ethesis.helsinki.fi/jukaelsut/mat/ekolo/uk/koivula/carabid.pdf>. visitado 15 abril 2007

KOKKORIS G, V JANSEN, M LOREAU & A TROUMBIS (2001) Variability in interaction strength and implications for biodiversity. Journal of Animal Ecology 71:362-371.

KOTZE DJ & MJ SAMWAYS (1999) Invertebrate conservation at the interface between the grassland matrix and natural Afromontane forest fragments. Biodiversity and Conservation 8: 1339–1363.

LAWRENCE JF & EB BRITTON (1991) Coleoptera (Beetles). pp. 543-683 in CSIRO (ed.) The Insects of Australia. A textbook for students and research workers. Melbourne : Melbourne University Press Vol. II 2nd Edn pp. vi 543-1137.

LOCK K, K DESENDER & C JANSEN (2001) Effects of metal contamination on the activity and diversity of carabid beetles in an ancient Pb-Zn mining area at Plombières (Belgium). *Entomologia Experimentalis et Applicata* 99:355-360.

LOREAU M (1992) Species abundance patterns and structure of ground-beetles communities. *Annals Zoology Fennici* 28:49-56.

LÖVEI G & K SUNDERLAND (1996) Ecology and behavior of ground beetles (Coleoptera: Carabidae). *Annals Review of Entomology* 41:231-256.

LUFF ML (1990) Spatial and temporal stability of ground beetle communities in a grass / arable mosaic. In: Stork N.E. (ed.), *The Role of Ground Beetles in Ecological and Environmental Studies*. Intercept, Andover, UK, pp. 191–200.

MAGURRAN AE (1988) *Ecological diversity and its measurement*. Princeton University Press, New Jersey, 179 pp.

MAGURA T, B. TÓTHMÉRÉSZ & ZS. BORDÁN (2000) Effects of nature management practice on carabid assemblages (Coleoptera: Carabidae) in a non-native plantation. *Biological Conservation* 93:95-102.

McGEOCH M (1998) The selection, testing and application of terrestrial insects as bioindicators. *Biological Reviews* 73:181–201.

MAGOFKE J (1985) Rucamanque: Un relicto de bosque nativo en Temuco, Chile. *Revista Universidad de La Frontera*. 4:5-15.

MORENO CE (2001) *Metodos para medir la biodiversidad. M&T. Manuales y Tesis* SEA, vol.1 86pp.  
En:<http://entomologia.rediris.es/sea/manytes/metodos.pdf>

NIEMELÄ J (1990a) Habitat distribution of carabid beetles in Tierra del Fuego, South America. *Entomologia Fennica* 1: 3-16.

NIEMELÄ J (1990b) Spatial distribution of carabid beetles in the southern finnish taiga: the question of scale. In: Stork N.E. (ed.), *The Role of Ground Beetles in Ecological and Environmental Studies*. Intercept, Andover, UK, pp. 143–155.

NIEMELÄ J, D LANGOR & JR SPENCE (1990). Effects of clear-cut harvesting on boreal ground-beetle assemblages (Coleoptera: Ground beetleae) in western Canada. *Conservation Biology* 7: 551–561.

NIEMELÄ J (1993) Interspecific competition in ground-beetle assemblages (Carabidae): what have we learned? *Oikos* 66: 325–335.

NIEMELÄ J (1996) Population Biology and Conservation of Carabid Beetles. *Annales Zoologici Fennici* 33: 1–241 (entire issue).

NIEMELÄ J (2000) Biodiversity monitoring for decision-making. *Annales Zoologici Fennici* 37: 307– 317.

NIEMELÄ J (2001) Carabid beetles (Coleoptera, Carabidae) and habitat fragmentation: a review. *European Journal of Entomology* 98: 127–132.

NOSS RF (1990) Indicators for monitoring biodiversity: a hierarchical approach. *Conservation Biology* 4: 355–364.

OJEDA L (2004) Bases para la Conservación del Cerro Adencul (Malleco, IX Región) Mediante un Análisis Vegetacional, Caracterización del Borde y Lineamientos para Establecer una Zona de Amortiguación y un Corredor

Biológico. Tesis presentada a la Facultad de Ciencias de la Universidad Católica de Temuco para optar al grado de Licenciado en Recursos Naturales. 152 pp.

OTERO L (2006) La huella del fuego. Editorial Pehuén. Santiago, Chile. 171pp.

PEARMAN W, J ADIS, N STOCK & CDA FONSECA (2002) The structure of ground beetle assemblages (Coleoptera: Carabidae) at fruit falls of Melastomataceae Trees in a Brazilian Terra Firme Rain forests. *Biotropica* 34(3):368-375.

PEARSON DL & F CASSOLA (1992) World-wide species richness patterns of tiger beetles (Coleoptera: Cicindelidae): indicator taxon for biodiversity and conservation studies. *Conservation Biology* 6:376–391.

PEET RK (1974) The measurement of species diversity. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 5: 285-307.

PIMM SL & ME GILPIN (1989) Theoretical issues in conservation biology. In: Roughgarden J., May R.M. and Lewin S.A. (eds), *Perspectives in Ecological Theory*. Princeton University Press, Princeton, New Jersey, pp. 287–305.

PURTAUF T, I ROSCHEWITZ, J DAUBER, C THIES, T TSCHARNIKE & V. WOLTERS (2005) Landscape context of organic and conventional farms: Influences on carabid beetle diversity. *Agriculture Ecosystems and Environment* 108: 165-174

RAINIO J & J NIEMELA (2003) Ground beetles (Coleoptera: Carabidae) as bioindicators. *Biodiversity and Conservation* 12: 487-506.

RAMÍREZ C, J SAN MARTÍN, E HAUESNTEIN & D CONTRERAS (1989) Estudio fitosociológico de la vegetación de Rucamanque (Cautín, Chile). *Studia Botánica* 8:91-115.

ROIG-JUÑENT, S & M DOMÍNGUEZ (2001) Diversidad de la familia Carabidae (Coleoptera) en Chile. *Revista Chilena de Historia Natural* 74:549-571.

ROIG-JUÑENT, S & G DEBANDI (2004) Prioridades de conservación aplicando información filogenética y endemidad: un ejemplo basado en Carabidae (Coleoptera) de América del Sur austral. *Revista Chilena de Historia Natural*. 67 695:709

RUSHTON SP, ML LUFF & MD EYRE (1989) Effect of pasture improvement and management on the ground beetle and spider communities of upland grasslands. *Journal of Applied Ecology* 26: 489–503

ROUSHTON SP, MD EYRE & ML LUFF (1990) The effects of management on the occurrence of some ground beetle species in grassland. In: Stork N.E. (ed.), *The Role of Ground Beetles in Ecological and Environmental Studies*. Intercept, Andover, UK, pp. 209–216.

SALAS C (2001) Caracterización básica del relicto de biodiversidad Rucamanque. *Bosque Nativo* 3:3-9.

SAIZ F (1980) Experiencias en el uso de criterios de similitud en el estudio de comunidades. *Archivos de Biología Medica y Experimental* 13: 387-402.

SAIZ F, J SOLERVICENS, P OJEDA (1989) *Coleópteros del Parque Nacional La Campana y Chile Central*. Ediciones Universitarias de Valparaíso. 124 pp.

SOLERVICENS J & M ELGUETA (1994) Insectos de follaje de bosques pantanosos del norte chico, centro y sur de Chile. *Revista Chilena de Entomología* 21:135-164

SAUNDERS DA, RJ Hobb & CR MARGULES (1991) Biological consequences of ecosystem fragmentation: a review. *Conservation Biology* 5: 18–32.

SHAH P , DR BROOKS, JE ASHBY, JN PERRY & IP WOIWOD (2003) Diversity and abundance of the coleopteran fauna from organic and conventional management systems in southern England. *Agricultural and Forest Entomology* (2003) 5, 51-60.

SIMONETTI JA, MTK ARROYO, AE SPOTORNO & E LOZADA (1995) *Diversidad biológica de Chile*. Comité Nacional de Diversidad Biológica Comisión Nacional de Investigación Científica y Tecnológica. Santiago, Chile.

SOLERVICENS J & P ESTRADA (2002) Insectos epigeos de asociaciones vegetacionales esclerófilas de la Reserva Nacional Río Clarillo (Región Metropolitana, Chile). *Acta Entomológica Chilena*, 26: 27 - 44.

SPENCE JR, DW LANGOR, J NIEMELÄ, HA CARCAMO & CC CURRIE (1996) Northern forestry and ground beetles: the case for concern about old-growth species. *Annales Zoologici Fennici* 33: 173–184.

THÉBAULT E & M LOREAU (2005) Trophic Interactions and the Relationship Between Species Diversity and Ecosystem Stability . *The American Naturalist* 16(4):95-114



THIELE HU (1977) Carabid Beetles in their Environments. A study on habitat selection by adaptations in physiology and behaviour. Springer-Verlag, Berlin.

USHER MB, J FIELD & S BEDFORD (1993) Biogeography and diversity of ground-dwelling arthropods in farm woodlands. *Biodiversity Letters* 1: 54–62.

WHITTAKER RH (1972) Evolution and measurement of species diversity. *Taxon*, 21(2/3): 213-251.

WRI (1990) World resources 1990–91. World Resources Institute/ UNEP/UNDP, New York.

## **ANEXOS**

## **ANEXO 1**



*Systolosoma breve*  
5 mm x 2,5mm



*Calosoma Vagans*  
25 mm x 12 mm



*Ceroglossus chilensis gloriosus*  
28 mm x 11 mm



*C. magellanicus similis*  
33mm x 12mm



*C. buqueti deuvei*  
20 mm x 10 mm



*Trechysibus sp 1*  
3,5 mm x 2 mm



*Trechysibus sp 2*  
3 mm x 1,8 mm



*Tropopterus sp*  
5 mm x 3 mm



*Nothobrosicus chilensis*  
15 mm x 5 mm



*Bradycellus ruficollis*  
3 mm x 1,5 mm



*Nemaglossa brevis*  
8,5 mm x 4mm



*Notiobia brevis*  
8 mm x 3,5 mm

Anexo 1, Figura 1: Carábidos epigeos colectados en Rucamanque



*Notiobia* sp 1  
5 mm x 2,5mm



*Mimodromites nigrotestaceus*  
2,5mm x 1,8 mm



*Tetragonoderus viridis*  
4 mm x 2,5 mm



*Metius* sp 1  
13 mm x 5 mm



*Metius* sp 2  
5,5 mm x 3 mm



*Tirammatus aerea*  
14 mm x 6 mm



*T. unistriatus*  
5 mm x 3,5 mm



*Parhypates extenuatus*  
18 mm x 7 mm



*P. chalybicolor*  
8 mm x 4 mm



*P. chilensis*  
5mm x 2, 5 mm

Continuación Anexo 1, Figura 1: Carábidos epigeos colectados en Rucamanque

## **ANEXO 2**

Tabla I. Riqueza de especies registrada en cada ambiente durante primavera del 2006 y verano del 2007.

**BNC:** bosque nativo continuo; **PP20:** plantación de *P. radiata* de 20 años; **PP10:** plantación de *P. radiata* de 10 años; **PE15:** plantación de *Eucalyptus* sp. de 15 años; **Pr:** pradera; **FNMPr:** fragmento de bosque rodeado por matriz pradera; **FNME:** fragmento de bosque rodeado por matriz de *Eucalyptus* sp.; **FNMP:** fragmento de bosque rodeado por matriz de *P. radiata*; **SR:** Sector Rucamanque **TE:** Total por especies; **AR:** Abundancia Relativa.

Especies	Primavera del 2006									Verano del 2007								
	BNC	PP20	PP10	PE15	Pr	FNMPr	FNME	FNMP	SR	BNC	PP20	PP10	PE15	Pr	FNMPr	FNME	FNMP	SR
<i>Sistolosoma breve</i>			x	x					x			x						x
<i>Calosoma vagans</i>	x				x				x					x	x			x
<i>C. chilensis gloriosus</i>	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x		x	x	x	x
<i>C. magellanicus similis</i>	x	x	x	x			x	x	x	x	x	x	x			x	x	x
<i>C. buqueti deuvei</i>	x	x		x					x		x							
<i>Trechisibus</i> sp 1				x	x				x									
<i>Trechisibus</i> sp 2						x			x									
<i>Tropopterus</i> sp.	x	x		x					x									
<i>Nothobroschus chilensis</i>		x	x					x	x									
<i>Bradycellus ruficollis</i>					x				x									
<i>Nemaglossa brevis</i>		x	x	x					x		x							x
<i>Notiobia brevis</i>					x				x									
<i>Notiobia</i> sp												x						x
<i>Tetragonoderus viridis</i>			x		x				x			x						x
<i>Mimodromites nigrotestaceus</i>	x		x	x					x									
<i>Metius</i> sp 1					x				x									
<i>Metius</i> sp 2												x						x
<i>Parhypates extenuatus</i>	x	x	x	x	x		x	x	x	x	x	x	x			x	x	x
<i>Parhypates chalybicolor</i>	x	x	x	x	x			x	x				x					
<i>Parhypates chilensis</i>		x			x				x									
<i>Trirammatus aerea</i>			x	x	x				x									
<i>Trirammatus unistriatus</i>					x				x					x				x

Total de especies	8	9	10	11	12	2	3	5	20	3	5	7	4	2	2	2	3	12
-------------------	---	---	----	----	----	---	---	---	----	---	---	---	---	---	---	---	---	----

Tabla II: Abundancia absoluta de carábidos epigeos registrada entre primavera del 2006 y verano del 2007.

**BNC:** bosque nativo continuo; **PP20:** plantación de *P. radiata* de 20 años; **PP10:** plantación de *P. radiata* de 10 años; **PE15:** plantación de *Eucalyptus* sp. de 15 años; **Pr:** pradera; **FNMPr:** fragmento de bosque rodeado por matriz pradera; **FNME:** fragmento de bosque rodeado por matriz de *Eucalyptus* sp; **FNMP:** fragmento de bosque rodeado por matriz de *P. radiata*; **SR:** Sector Rucamanque **TE:** Total por especies; **AR:** Abundancia Relativa.

Especies	BNC		PP20		PP10		PE15		Pr		FNMPr		FNPE		FNMP		SR	
	TE	AR	TE	AR	TE	AR	TE	AR	TE	AR	TE	AR	TE	AR	TE	AR	TE	AR
<i>Sistolosoma breve</i>					75	20,9	2	0,4									77	1,99
<i>Calosoma vagans</i>	1	0,1							17	16,7	17	37,8					35	0,91
Larvas de <i>Calosoma</i>									10	9,8							10	0,26
<i>C. chilensis gloriosus</i>	636	65,5	312	47,3	281	78,5	197	43,8	5	4,9	10	48,8	270	63,8	672	84,6	2383	61,62
<i>C. magellanicus similis</i>	219	22,6	31	4,7	34	9,5	80	17,8				11,1	90	21,3	65	8,2	519	13,42
<i>C. buqueti deuvei</i>	1	0,1	115	17,5			6	1,3									122	3,15
Larvas de <i>Ceroglossus</i>			19	2,9			13	2,9					7	1,7	6	0,8	44	1,14
<i>Trechisibus</i> sp 1							1	0,2	1	1,0							2	0,05
<i>Trechisibus</i> sp 2											1	2,2					1	0,03
<i>Tropopterus</i> sp 1	1	0,1	5	0,8			2	0,4									8	0,21
<i>Nothobroscus chilensis</i>			1	0,2	11	3,1											12	0,31
<i>Bradycellus ruficollis</i>									1	1,0							1	0,03
<i>Nemaglossa brevis</i>			7	1,1	1	0,3	3	0,7									11	0,28
<i>Notiobia brevis</i>									5	4,9							5	0,13
<i>Notiobia</i> sp					4	1,1											4	0,10
<i>Tetragonoderus viridis</i>					5	1,4			2	2,0							7	0,18
<i>Mimodromites nigrotestaceus</i>	2	0,2			13	3,6	2	0,4									17	0,44
<i>Metius</i> sp 1									1	1,0							1	0,03
<i>Metius</i> sp 2					1	0,3											1	0,03



<i>Parhypates extenuatus</i>	109	11,2	156	23,7	5	1,4	127	28,2	12	11,8		56	13,2	47	5,9	512	13,24
<i>Parhypates chalybicolor</i>	2	0,2	12	1,8	2	0,6	18	4,0	2	2,0				4	0,5	46	1,19
<i>Parhypates chilensis</i>			1	0,2					3	2,9						4	0,10
<i>Trirammatus aerea</i>					1	0,3	1	0,2	4	3,9						6	0,16
<i>Trirammatus unistriatus</i>									39	38,2						39	1,01
Total Ambiente	971		659		433		458		102		28		423		794		3867

Tabla III: Abundancia de carábidos epigeos registrada durante la primavera del 2006.

**BNC:** bosque nativo continuo; **PP20:** plantación de *P. radiata* de 20 años; **PP10:** plantación de *P. radiata* de 10 años; **PE15:** plantación de *Eucalyptus* sp. de 15 años; **Pr:** pradera; **FNMP:** fragmento de bosque rodeado por matriz pradera; **FNME:** fragmento de bosque rodeado por matriz de *Eucalyptus* sp; **FNMP:** fragmento de bosque rodeado por matriz de *P. radiata*; **SR:** Sector Rucamanque **TE:** Total por especies; **AR:** Abundancia Relativa.

Especies	BNC		PP20		PP10		PE15		Pr		FNMP		FNPE		FNPP		SR	
	TE	AR	TE	AR	TE	AR	TE	AR	TE	AR	TE	AR	TE	AR	TE	AR	TE	AR
<i>Sistolosoma breve</i>					61	28,5	2	0,6									63	3,7
<i>Calosoma vagans</i>	1	1,1							3	5,4							4	0,2
Larvas <i>Calosoma</i>									1,2	10	17,9						10	0,6
<i>C. gloriosus</i>	26	28,3	154	48,3	96	44,9	128	38,0	5	8,9	5	83,3	208	64,2	285	78,9	907	53,4
<i>C. magellanicus similis</i>	35	38,0	26	8,2	24	11,2	58	17,2					80	24,7	47	13,0	270	15,9
<i>C. buquet ideuvei</i>	1	1,1	29	9,1			6	1,8									36	2,1
Larvas <i>Ceroglossus</i>			4	1,3			13	3,9					7	2,2	5	1,4	29	1,7
<i>Trechisibus</i> sp 1							1	0,3	1	1,8							2	0,1
<i>Trechisibus</i> sp 2											1	16,7					1	0,1
<i>Tropopterus</i> sp 1	1	1,1	5	1,6			2	1									8	0,5
<i>Nothobrosicus chilensis</i>			1	0,3	11	5,1											12	0,7
<i>Bradycellus ruficollis</i>									1	1,8							1	0,1
<i>Nemaglossa brevis</i>			6	1,9	1	0,5	3	0,9									10	0,6
<i>Notiobia brevis</i>									5	8,9							5	0,3

<i>Tetragonoderus viridis</i>					1	0,5			2	3,6				3	0,2		
<i>Mimodromites nigrotestaceus</i>	2	2,2			13	6,1	2	0,6						17	1,0		
<i>Metius</i> sp 1									1	1,8				1	0,1		
<i>Parhypates extenuatus</i>	24	26,1	81	25,4	4	1,9	99	29,4	12	21,4		29	9,0	14	3,9	263	15,5
<i>Parhypates chalybicolor</i>	2	2,2	12	3,8	2	0,9	18	5,3	2	3,6				4	1,1	40	2,4
<i>Parhypates chilensis</i>			1	0,3					3	5,4						4	0,2
<i>Trirammatus aerea</i>					1	0,5	1	0,3	4	7,1						6	0,4
<i>Trirammatus unistriatus</i>									7	12,5						7	0,4
Total ambiente	92		319		214		333		56		6	324		355		1699	

Tabla IV: Abundancia de carábidos epigeos registrada durante el verano del 2007

**BNC:** bosque nativo continuo; **PP20:** plantación de *P. radiata* de 20 años; **PP10:** plantación de *P. radiata* de 10 años; **PE15:** plantación de *Eucalyptus* sp. de 15 años; **Pr:** pradera; **FNMPr:** fragmento de bosque rodeado por matriz pradera; **FNME:** fragmento de bosque rodeado por matriz de *Eucalyptus* sp; **FNMP:** fragmento de bosque rodeado por matriz de *P. radiata*; **SR:** Sector Rucamanque **TE:** Total por especies; **AR:** Abundancia Relativa.

Especies	BNC		PP20		PP10		PE15		Pr		FNPr		FNPE		FNMP		SR	
	TE	AR	TE	AR	TE	AR	TE	AR	TE	AR	TE	AR	TE	AR	TE	AR	TE	AR
<i>Sistolosoma breve</i>					14	6,4											14	0,65
<i>Calosoma vagans</i>									14	30,4	17	77,3					31	1,43
<i>C. chilensis gloriosus</i>	610	69,4	158	46,5	185	84,5	69	55,2			5	22,7	62	62,6	387	88,2	1.476	68,08
<i>C. magellanicus similis</i>	184	21	5	1,5	10	4,6	22	17,6					10	10,1	18	4,1	249	11,49
<i>C. buqueti deuvei</i>			86	25,3													86	3,97
Larvas <i>Ceroglossus</i>			15	4,4													15	0,69
<i>Nemaglossa brevis</i>			1	0,3													1	0,05
<i>Notiobia</i> sp					4	1,8											4	0,18
<i>Tetragonoderus viridis</i>					4	1,8											4	0,18
<i>Metius</i> sp 2					1	0,5											1	0,05
<i>Parhypates extenuatus</i>	85	9,7	75	22,1	1	0,5	28	22,4					27	27,3	33	7,5	249	11,49
<i>Parhypates chalybicolor</i>							6	4,8									6	0,28
<i>Trirammatus unistriatus</i>									32	69,6							32	1,48
Total Ambiente	879		340		219		125		46		22		99		439		2168	

