



UNIVERSIDAD DE CHILE
FACULTAD DE CIENCIAS FORESTALES
ESCUELA DE CIENCIAS FORESTALES

DEPARTAMENTO DE MANEJO DE RECURSOS FORESTALES

**EFFECTO SELECTIVO DE LAS PLANTACIONES DE PINO RADIATA
(*Pinus radiata* D. Don) SOBRE LA COMUNIDAD DE ARTROPODOS
DEL FOLLAJE DE NOTHOFAGUS, EN EL BOSQUE MAULINO DE
LA REGION CENTRAL DE CHILE**

Memoria para optar al Título
Profesional de Ingeniero Forestal

MARTÍN A. H. ESCOBAR CUADROS

Profesor Guía: Sr. Cristián Estades Marfán, Ingeniero Forestal , M. Sc., Ph. D.

Santiago, Chile

2008

UNIVERSIDAD DE CHILE
FACULTAD DE CIENCIAS FORESTALES
ESCUELA DE CIENCIAS FORESTALES
DEPARTAMENTO DE MANEJO DE RECURSOS FORESTALES

EFFECTO SELECTIVO DE LAS PLANTACIONES DE PINO RADIATA
(*Pinus radiata* D. Don) SOBRE LA COMUNIDAD DE ARTROPODOS
DEL FOLLAJE DE NOTHOFAGUS, EN EL BOSQUE MAULINO DE
LA REGION CENTRAL DE CHILE

Memoria para optar al Título
Profesional de Ingeniero Forestal

MARTÍN A. H. ESCOBAR CUADROS

Calificaciones:	Nota	Firma
Prof. Guía Sr. Cristián Estades	5,0
Prof. Consejero Srta. Amanda Huerta	7,0
Prof. Consejero Sr. Jurgen Rottmann	6,5

INDICE

1. INTRODUCCION.....	8
2. REVISION BIBLIOGRAFICA.....	10
2.1 Plantaciones forestales.....	10
2.2 Biodiversidad de artrópodos y plantaciones forestales.....	11
2.3 Plantaciones forestales y Bosque Maulino.....	13
3. MATERIAL Y METODO.....	15
3.1 Área de estudio.....	15
3.2 Material.....	16
3.3 Metodología.....	16
4. RESULTADOS.....	20
4.1 Riqueza y diversidad.....	20
4.2 Atributos del sitio.....	24
4.3 Abundancia.....	26
4.4 Similitud estacional.....	30
4.5 Análisis de gremios.....	31
5. DISCUSIÓN.....	35
5.1 Efecto del sotobosque en la artropofauna presente en el dosel superior en plantaciones de <i>Pinus radiata</i>	35
5.2 Efecto estacional en las fluctuaciones de abundancia de la artropofauna del follaje en plantaciones de <i>Pinus radiata</i> y bosques de <i>Nothofagus</i>	37
5.3 Efecto selectivo de las plantaciones de <i>Pinus radiata</i> en los artrópodos del follaje.....	38
6. CONCLUSIONES.....	40
7.- BIBLIOGRAFIA.....	42

ÍNDICE DE CUADROS

Cuadro 1.	Riqueza de grupos taxonómicos registrados en el muestreo de invierno. Comparación con 211 individuos colectados e Intervalo de Confianza (95%).....	22
Cuadro 2.	Riqueza de grupos taxonómicos registrados en el muestreo primavera. Comparación con 171 individuos colectados e Intervalo de Confianza (95%).....	22
Cuadro 3.	Riqueza de grupos taxonómicos registrados en el muestreo verano. Comparados con 23 individuos colectados e Intervalo de Confianza (95%).....	23
Cuadro 4.	Diversidad (H) y equitatividad (J') de grupos taxonómicos por muestra, en las diferentes formaciones vegetacionales evaluadas. Las letras entre paréntesis indican diferencias significativas.....	24
Cuadro 5.	Efecto de las variables dasométricas, distancia a la quebrada más cercana y características estructurales sobre la abundancia de artrópodos en el dosel de pino.....	25
Cuadro 6.	Efecto de las variables dasométricas, distancia a la quebrada más cercana y características estructurales sobre la abundancia de artrópodos en el dosel de pino.....	25
Cuadro 7.	Resultados del ANDEVA de una vía para efecto de la formación vegetacional en las tres estaciones evaluadas.....	26
Cuadro 8.	Familias de artrópodos clasificadas según gremio trófico, con su abundancia promedio por muestra en las diferentes formaciones vegetacionales comparadas.....	32

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1.	Área de estudio.....	15
Figura 2.	Curvas estacionales de acumulación de riqueza de grupos taxonómicos en las distintas formaciones vegetacionales. La línea roja indica el nivel de muestreo para la comparación, dado por la formación que tienen menos datos.....	21
Figura 3.	Abundancia promedio de artrópodos por muestra (+1EE) de las distintas formaciones vegetacionales por estación. Las letras a, b, c y d expresan diferencias significativas (LSD Fisher 95%).....	27
Figura 4.	Variación estacional de la abundancia de artrópodos en las distintas formaciones vegetacionales evaluadas. Las letras a y b expresan diferencias significativas (LSD Fisher 95%).....	29
Figura 5.	Dendrograma jerárquico del grado de similitud de las formaciones vegetacionales evaluadas en términos de la artropofauna. Los números en los nodos indican el nivel de significancia determinado mediante “bootstrap”.....	32
Figura 6.	Dendrograma jerárquico del grado de similitud de gremios tróficos de las formaciones vegetacionales evaluadas en términos de la artropofauna. Los números en los nodos indican el nivel de significancia determinado mediante “bootstrap”.....	35

RESUMEN

Uno de los mayores efectos de la actividad antrópica en Chile central ha sido la transformación de vegetación natural en plantaciones forestales de *Pinus radiata*. Sin embargo, el conocimiento de la comunidad de artrópodos en este ecosistema artificial y su interacción con los remanentes de bosque nativo es todavía escaso. El objetivo de este estudio fue determinar y comparar la comunidad de artrópodos del follaje en plantaciones de *P. radiata* y bosques de *Nothofagus*, en la región del Bosque Maulino de Chile central. Se analizaron artrópodos colectados en el follaje de plantaciones de pino y bosques de *Nothofagus glauca* y *N. dombeyi*, y sus respectivos sotobosques. Se establecieron parámetros comunitarios y análisis de similitud y exploratorios entre atributos del sitio y las características de la comunidad de artrópodos. Además, se evaluó el efecto selectivo de las plantaciones sobre distintos gremios tróficos de este grupo. La comunidad de artrópodos del follaje en plantaciones de *P. radiata* presentó menores valores de riqueza, diversidad y abundancia, a nivel de unidad de muestreo que bosques de *Nothofagus*, pero las fluctuaciones naturales de estos parámetros y las características particulares de los follajes comparados hacen que las diferencias se reduzcan al comparar abundancias totales. La abundancia de artrópodos en el sotobosque de las plantaciones tendría un efecto importante en la artropofauna del follaje en el dosel de *P. radiata*, aunque este efecto es grupo-específico. Las fluctuaciones estacionales de bosques de *N. glauca* y plantaciones de *P. radiata* sugieren la existencia de movimientos de la artropofauna del follaje entre los doseles superiores de estas formaciones. Los análisis por gremios tróficos indicarían cierto efecto selectivo de las plantaciones de *P. radiata* en los artrópodos del follaje, aunque es probable que la artropofauna presente en estos ecosistemas productivos corresponda a una comunidad aún en proceso de formación, limitada por el manejo asociado a estas plantaciones (rotación y cosecha). Finalmente, la presencia de una comunidad de artrópodos en el follaje de las plantaciones de *P. radiata*, permitirían una continuidad de hábitat para muchas especies de artrópodos de bosque, que facilitaría el mantenimiento de procesos ecológicos a nivel de paisaje.

Palabras claves: artrópodos, sotobosque, *Pinus radiata*, *Nothofagus*, bosque Maulino.

SUMMARY

One of the largest human impacts in central Chile's biota has been the transformation of native vegetation into exotic *Pinus radiata* plantations. However, the knowledge of the arthropod communities inhabiting this artificial ecosystem and their interaction with native forest remnants is still scarce. The objective of this study is to describe and to compare the foliage dwelling arthropod community in both pine plantations and native *Nothofagus* forest remnants in the Maulino forest in central Chile. Arthropod samples were collected in foliage and understory of pines plantations and *Nothofagus glauca* and *N. dombeyi* forests. These samples were analyzed in order to obtain community descriptive parameters. These parameters were used in similarity index calculations and exploratory analyses linking habitat attributes and the arthropod community. In addition, a potential selective effect on different foraging guilds of the arthropod community by the pine plantations was explored. When comparing the sample level, the pine plantations showed lower richness, diversity and abundance than *Nothofagus* forests. However, given natural fluctuations and vegetation characteristics these differences are smaller when comparing the total abundance of arthropods. Arthropod abundance in the understory of pine plantations may have a significant effect on the community dwelling in pine foliage, although this is a group-specific response. Seasonal fluctuations in abundance in *Nothofagus* forests and pine plantations suggest the existence of movement between the canopy of both formations. Pine plantations seemed to have a selective effect on foliage arthropod community at trophic-guild level. This may be the result of a community that is still developing that may be limited by management practices used in these plantations (such as rotation age and harvesting). Finally, the presence of an arthropod community in the foliage of pine plantations may constitute habitat continuity for many forest arthropod species, and may facilitate the maintenance of ecological processes at the landscape level.

Keywords: arthropod, understory, *Pinus radiata*, *Nothofagus*, Maulino forest.

1. INTRODUCCIÓN

Comúnmente se denomina a las plantaciones forestales como “desiertos verdes” o “desiertos biológicos”, aludiendo a la escasa diversidad biológica que presentan cuando son comparadas con formaciones nativas en la misma zona geográfica (Bonham *et al.*, 2002). Sin embargo, la literatura existente acerca de en plantaciones sugiere una situación diferente. En este sentido existen numerosos estudios que no han encontrado diferencias significativas en cuanto a riqueza, abundancia o diversidad, entre la comunidad de invertebrados de formaciones nativas y plantaciones forestales (e. g. Harada y Bandiera, 1994; Abbott *et al.*, 1998; Samways *et al.*, 1996; Blair *et al.*, 1994; Pellens y Garay, 1999).

No obstante, a pesar que uno de los mayores efectos de la actividad antrópica en la zona central de Chile es la transformación de la vegetación natural en plantaciones forestales de pino radiata (Clapp, 2001, San Martín y Donoso, 1996), el conocimiento de las comunidades presentes en este ecosistema artificial es todavía escaso (Estades y Escobar, 2006).

Desde que el pino radiata comenzó a plantarse con fines comerciales en Chile ha existido un interés por conocer su relación con algunas especies de artrópodos, en especial con las consideradas potenciales plagas para esta especie forestal (e. g. Durán, 1944; Olalquiaga, 1953; Herrera, 1962; Billings *et al.*, 1972). Sin embargo, a pesar del rol fundamental que cumple la artropofauna dentro de los procesos biológicos que mantienen el funcionamiento de los ecosistemas forestales (Didham *et al.*, 1996), son escasas las aproximaciones ecológicas al estudio de los artrópodos en estos ambientes artificiales. Esto a pesar de que las plantaciones forestales constituyen experimentos ecológicos que indirectamente pueden entregar información acerca del funcionamiento de los sistemas naturales y de cómo las actividades humanas pueden afectarlos (Estades y Escobar, 2006).

El objetivo de esta memoria fue determinar y comparar la comunidad de artrópodos del follaje en plantaciones de *Pinus radiata* y bosques de *Nothofagus*, en la región del Bosque Maulino de Chile central. Para esto se consideraron los siguientes objetivos específicos: a) evaluar el efecto del sotobosque en la artropofauna presente en el dosel superior en plantaciones de *Pinus radiata*; b) determinar el efecto estacional en

las fluctuaciones de abundancia de la artropofauna de follaje en plantaciones de *Pinus radiata* y bosques de *Nothofagus*; y c) determinar si ha existido un efecto selectivo de las plantaciones de *Pinus radiata* en los artrópodos del follaje.

2. REVISIÓN BIBLIOGRÁFICA

2.1 Plantaciones forestales

El término plantación forestal es amplio y existen múltiples definiciones. Dependiendo del contexto, este concepto se puede referir a un amplio espectro de cultivos forestales, desde los monocultivos exóticos espaciados en forma regular, hasta rodales formados por parches de vegetación nativa con una estructura vertical y horizontal mucho más compleja (Hartley, 2002). En este sentido, probablemente una de las principales diferencias entre bosques naturales y plantaciones, sea la intervención humana constante a través del manejo forestal, el que puede ser intensivo o extensivo. De modo que muchas veces algunas variables poblacionales como número de individuos, abundancia, mortalidad, etc., dependen de las medidas de manejo que aplican los manejadores forestales.

Otra característica de las plantaciones forestales, especialmente de las que se basan en monocultivos, es que generalmente se establecen con individuos similares genéticamente, incluso a veces clones, siendo escasa o no existiendo variabilidad genética dentro del grupo. De manera que si se presentan daños producto de agentes bióticos o abióticos, éstos tienen una mayor probabilidad de causar impactos más extensos (Altieri, 1992).

Una especie ampliamente utilizada en la industria forestal es el pino radiata (*Pinus radiata* D. Don), originaria de California, Estados Unidos. Fue introducida en Chile en 1885 como una especie ornamental y durante la primera mitad del siglo 20 su principal uso fue el control de dunas costeras (Toro y Gessel, 1999). En la década de 1960 comenzó a ser plantada con fines industriales y con la ayuda de diversos planes gubernamentales de incentivo a la forestación, el pino radiata llegó rápidamente a constituirse en la especie más plantada en Chile, cubriendo en 2001 una superficie aproximada de 1.600.000 ha (INFOR, 2002), de las cuales la mayoría se encuentra en la cordillera de la costa del centro-sur del país (Clapp, 2001).

La explosiva expansión de las plantaciones de pino se debe en gran medida a una serie de atributos que lo han hecho la conífera más plantada en el mundo (Clapp, 2001).

P. radiata es una especie muy rústica. Su extenso sistema radicular le permite obtener agua desde una mayor profundidad, y por lo tanto soportar un déficit hídrico durante mayor tiempo, a diferencia de otras especies de raíces más superficiales (Hernández 1998). Además, puede crecer en suelos con serias deficiencias nutricionales.

Aunque la existencia de extensas superficies continuas de plantaciones representa un riesgo de propagación de plagas y enfermedades, *P. radiata* es a nivel mundial una de las especies forestales más resistentes a problemas fitosanitarios (Burdon, 1992). En Chile, esta continuidad espacial que presentan las plantaciones permitió un rápido avance de la polilla del brote (*Ryacionia buoliana*), principal agente de daño en *P. radiata*, a partir de su detección en 1985 (Baldini *et al.*, 1994). También podría facilitar el avance de *Sirex noctilio*, avispa taladradora que se detectó por primera vez en 2001 (SAG, 2005), aunque hasta el momento se han controlado todos los brotes de esta especie registrados en nuestro país (SAG, 2006). En cuanto a las enfermedades, los hongos *Diplodia pinea*, *Naemacyclus minor* y *Dothistroma pini* son los agentes de mayor importancia (Baldini *et al.*, 1994; De Ferrari y Ramírez, 1998), siendo este último el causante de daño biótico con mayor superficie impactada de *P. radiata* en Chile (Alzamora *et al.*, 2004). También en 2001 se detectó la presencia de *Fusarium circinatum*, hongo que genera problemas en viveros de especies del género *Pinus* (SAG, 2005). Sin embargo, a pesar de existir varios agentes de daño y enfermedades que atacan a *P. radiata* en Chile, si se considera la superficie plantada y la situación fitosanitaria en otros países con industria forestal desarrollada, no han sido muchas las plagas que han causado daños de importancia económica en el país (Clapp, 2001)

Actualmente, las plantaciones de pino radiata son uno de los elementos más importantes del paisaje de la cordillera de la costa de la zona centro-sur de Chile y, aunque inicialmente se les consideró como “desiertos verdes” o “desiertos biológicos”, aludiendo a la escasa diversidad de flora y fauna que presentaban, en los últimos años se ha observado que esta característica depende muchas veces del manejo forestal y del ambiente natural con el cual se compara, existiendo algunas evidencias que muestran cierto grado de colonización de diferentes organismos en estos ecosistemas artificiales (Muñoz y Murúa 1989; Estades y Temple 1999; Moreno 2001; Escobar *et al.* 2005).

2.2 Biodiversidad de artrópodos y plantaciones forestales

La introducción masiva en Chile de *P. radiata* ha ejercido una acción selectiva sobre la entomofauna existente en la vegetación nativa (Sáiz y Salazar, 1981; Sáiz y Jerardino, 1985; Jerez y Arce, 1990), la que ha seguido dos patrones principales: la concentración de la entomofauna en los remanentes vegetacionales preexistentes, o la colonización del nuevo ambiente que se ha establecido y la utilización de esta nueva fuente de recursos tróficos (Sáiz y Salazar, 1981; Jerez y Arce, 1990; Parra y Cerda, 1991; Lewis, 1996). Dados los objetivos productivos de las plantaciones de pino, esta última opción se ha considerado riesgosa, ya que eventualmente una especie de insecto nativo podría convertirse en plaga. Debido a esto, en Chile ha existido interés en conocer la artropofauna asociada a *Pinus radiata* desde hace varias décadas (Duran, 1944; Olalquiaga, 1953; Herrera, 1962; Billings y Holsten, 1969; Billings et al., 1972; Sáiz y Salazar, 1981; Sáiz y Jerardino, 1985), encontrando que desde los primeros estudios a los más recientes ha habido un aumento en la diversidad de la comunidad de artrópodos asociada a esta especie forestal, pero ninguna especie se ha transformado en un serio problema fitosanitario (De Ferari y Ramírez 1998).

Las comunidades de artrópodos de plantaciones de pino, generalmente están relacionadas con las presentes en los remanentes vegetacionales nativos (Sáiz y Salazar, 1981; Sáiz y Jerardino, 1985; Moreno, 2001). Sin embargo, en algunos casos, estas comunidades han desarrollado algunas características particulares, como la inclusión en forma temprana de especies exóticas (Billings y Holsten, 1969), introducidas al país vía plántulas, productos o estrategias de control biológico. Adicionalmente, también se han producido interacciones de parasitismo o depredación entre las especies nativas e introducidas (Lanfranco *et al.*, 1994).

Martínez y Casanueva (1995) determinaron la presencia de tres especies de ácaros oribátidos en el suelo de bosques de pino, siendo dos de ellas exclusivas de este ambiente en comparación a bosques nativos (*Araucaria araucana*, *A. araucana* - *Nothofagus pumilio*, *Gomortega keule*). Sin embargo, es probable que este hecho se deba más a un desconocimiento general sobre este tipo de fauna y el grado de asociación que presenta con la vegetación, tanto nativa como introducida (Covarrubias, 1986), que a una real especialización.

Sáiz y Salazar (1981) estudiaron los coleópteros epígeos presente en plantaciones de *P. radiata* en la región de Valparaíso y dos bosques naturales adyacentes, una estepa formada principalmente por *Acacia caven* y un remanente de bosque esclerófilo. Estos autores encontraron que la densidad, número de especies y diversidad específica, son menores en los bosques de pino. Además, hubo una baja cantidad de especies comunes entre los bosques de pino y nativo, hecho que junto a la existencia de especies exclusivas en ambos ambientes, da como resultado la formación de grupos característicos de coleópteros epígeos asociados a cada formación vegetacional. Por otro lado, Moreno (2001) estudió la comunidad de coleópteros epígeos en remanentes de bosque maulino y la comparó con la existente en plantaciones de pino, encontrando que la abundancia y riqueza de especies no difiere entre estos ambientes, aún cuando algunas familias son más abundantes en alguno de estos hábitats.

En cuanto a la entomofauna del dosel, se ha observado una disminución del número de especies de dípteros y coleópteros del follaje en plantaciones de *P. radiata*, en comparación con remanentes de *A. caven* y bosque esclerófilo. Además, en la composición de especies existen diferencias entre el bosque de pino y el nativo, pero no existen especies exclusivas en los rodales de *P. radiata* (Sáiz y Jerardino, 1985).

2.3 Plantaciones forestales y Bosque Maulino

El Bosque Maulino es una formación vegetacional que se extiende en la costa de Chile central, entre los Altos del Licantén (34° 55'S) y el río Itata (36° 20'S), ubicándose en una de las áreas más amenazadas a nivel nacional (San Martín y Donoso, 1996; Bustamante y Castor, 1998) y global (Myers *et al.* 2000). Su composición florística es considerada de transición entre el bosque esclerófilo de la zona central y los bosques húmedos del sur de Chile, presentando características ecotonales en cuanto a la riqueza y composición florística (San Martín y Donoso, 1996). Esta singularidad desde el punto de vista vegetacional ha motivado su investigación desde hace décadas (Donoso y Landaeta, 1983; San Martín *et al.*, 1984).

Históricamente, gran parte de la superficie que cubría el Bosque Maulino fue cortada para diferentes usos (construcción de embarcaciones, producción de carbón, etc.) (Estades y Temple, 1999). Además, gran parte de la superficie fue despejada para

establecer cultivo de trigo durante el Siglo XIX (Donoso y Landaeta, 1983), con el objetivo de abastecer las demandas de exportación de este cereal. Sin embargo, esta actividad agrícola provocó un alto grado de erosión y pérdida de suelo en la cordillera de la Costa del centro sur de Chile. Por esta razón a partir de la década de 1960 e incentivadas por subsidios gubernamentales, comenzaron a establecerse plantaciones forestales, principalmente de *P. radiata*, en gran parte de la zona costera de Chile central. Actualmente, la zona donde están localizadas mayoritariamente las plantaciones de *P. radiata*, se superpone en gran medida con la región de los bosques de *Nothofagus* del centro-sur del país (Lara *et al.*, 1996; San Martín y Donoso, 1996). Sin embargo, las interacciones que potencialmente se pueden haber producido entre estas dos formaciones vegetacionales, al cabo de más de medio siglo de coexistencia, están escasamente documentadas (Estades y Escobar, 2006).

3. MATERIAL Y MÉTODOS

3.1 Área de estudio

Este estudio se llevó a cabo en la estación experimental Dr. Justo Pastor León “Pantaniillos” de la Universidad de Chile, ubicada en las cercanías de Constitución, en la zona costera de la región del Maule, Chile central (figura 1). Esta área corresponde climáticamente al bioclima Mediterráneo pluviestacional (Luebert y Pliscoff, 2006). Originalmente la superficie estaba cubierta por una formación vegetal compuesta principalmente por bosques deciduos de *Nothofagus*, denominada Bosque Maulino (Gajardo, 1994).

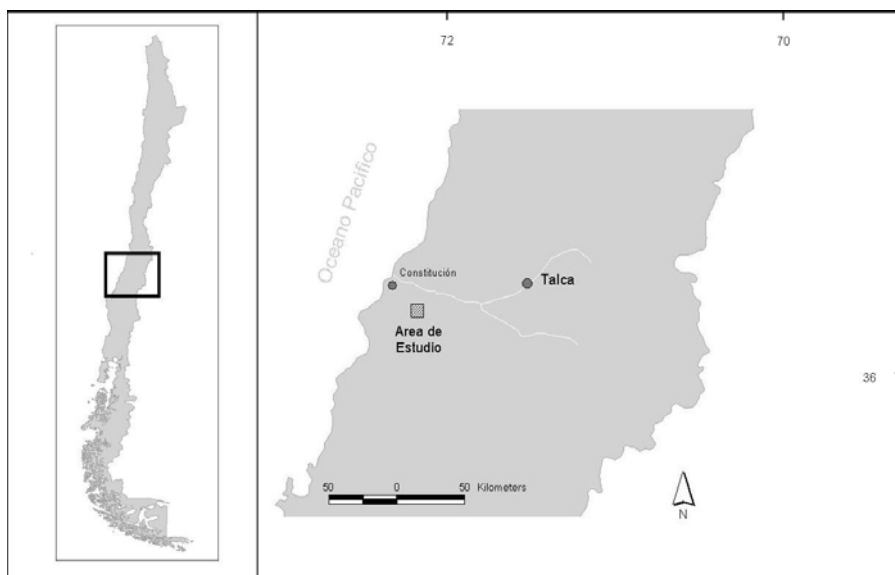


Figura 1. Área de estudio.

Actualmente, el área de estudio contiene parte importante de las plantaciones de *P. radiata* del país, manteniéndose algunos remanentes de Bosque Maulino, principalmente bosques secundarios de *Nothofagus glauca* (hualo) y bosques primarios de *N. dombeyi* (coihue) asociados a quebradas (Estades y Temple, 1999).

3.2 Material

El material analizado en este trabajo corresponde a un muestreo de artrópodos de follaje colectado dentro del proyecto FONDECYT 1990786 “Variación estacional en el uso

del espacio por las aves en un paisaje forestal industrial”. Este muestreo tuvo por objetivo determinar la oferta trófica para aves insectívoras y se desarrolló en las principales formaciones vegetacionales del área de estudio, abarcando el dosel de hualo, coihue y pino, junto con el sotobosque presente en estas tres formaciones vegetacionales. El sistema de muestreo utilizado fue una modificación del método del paraguas entomológico propuesta por Cooper y Whitmore (1990), que consiste en usar una red entomológica para coleccionar los artrópodos que caen al golpear el follaje. Cada muestra contenía el apaleo de 10 ramas del dosel o sotobosque (10 golpes por rama), dependiendo de la formación muestreada, y cada una de las ramas pertenecía a un árbol o arbusto diferente. Entre cada apaleo se cerraba la red entomológica para evitar la salida de los insectos voladores. Luego las muestras se trasladaron a bolsas selladas y se mantuvieron refrigeradas hasta su análisis. Cada muestra estaba asociada espacialmente a un punto de captura de aves.

Las muestras se colectaron entre los años 1999 y 2002, durante las estaciones de invierno (junio 1999, 2000 y 2001), primavera (octubre y noviembre 1999, 2000 y 2001) y verano (febrero 2000, 2001 y 2002). Estas muestras se procesaron y clasificaron en el Laboratorio de Ecología de Vida Silvestre del Departamento de Manejo de Recursos Forestales de la Universidad de Chile.

3.3 Metodología

Aunque una proporción pequeña de los artrópodos colectados durante el proyecto se clasificó a nivel de especie o género, la mayoría sólo lo fue a nivel de familia, e incluso una pequeña proporción sólo fue clasificada a nivel de orden. Por esta razón, los análisis comunitarios comparativos se hicieron a nivel de grupos taxonómicos identificados (familias y órdenes). En el caso de los grupos que sólo se determinaron a nivel de orden, esta clasificación general podría generar errores, ya que consideraría varias familias como un solo conjunto. Sin embargo, la mayoría de los órdenes considerados estuvo compuesto por una o dos morfoespecies, de manera que considerarlo como un grupo taxonómico no genera una gran distorsión de los datos.

Los datos presentaban una intensidad de muestreo diferente para las distintas formaciones vegetacionales estudiadas, dando como resultado un número diferente de

individuos colectados. De manera que se hizo una corrección por el método estadístico de rarefacción (Hurlbert, 1971; Simberloff, 1972), con el fin de evitar sesgos en la comparación de riqueza de grupos taxonómicos detectados. Este método permite construir las curvas de acumulación de grupos taxonómicos, para comparar según la formación vegetacional que presenta el menor valor de individuos colectados (Krebs, 1989). Además, las sucesivas iteraciones entregan un intervalo de confianza para las estimaciones que realiza el procedimiento en el caso de los tratamientos con más observaciones, permitiendo comparar estos intervalos con el valor del grupo que presenta menos capturas que es una constante.

Para caracterizar y comparar la comunidad de grupos taxonómicos presentes en las distintas formaciones vegetacionales, se determinó el índice de diversidad de Shannon (H) (Zar, 1996). Para determinar si existían diferencias en la diversidad de especies entre las estructuras vegetacionales comparadas, se usó un procedimiento de “bootstrap” (Jaksic, 2001), que considera un remuestreo de las columnas de datos un número de veces dado (1.000), entregando un valor de probabilidad que indica el grado de significancia de las diferencias entre los índices de diversidad de las diferentes coberturas vegetacionales. Para establecer diferencias estadísticamente significativas se consideraron valores de esta probabilidad menores al 5% ($p < 0,05$).

Además, se calculó el índice de equitatividad (J') (Zar, 1996), que indica cuán similares son las abundancias relativas de los diferentes grupos taxonómicos al interior de una muestra, entendiendo que si J' tiende a 1 significa que las abundancias relativas de los grupos identificados son muy similares. Para la construcción de estos índices se estandarizaron los datos utilizando el promedio de individuos de cada grupo taxonómico identificado por muestra y no el número total de capturas, ya que los esfuerzos de muestreo fueron diferentes.

Para evaluar si la comunidad de artrópodos del follaje de *P. radiata* está definida por características locales o de contexto, se realizaron regresiones lineales múltiples entre la abundancia de la comunidad de artrópodos del dosel de pino y atributos del sitio tanto dasométricos (número de árboles por hectárea, área basal, etc.), como de posición espacial (distancia a quebradas) y estructurales (artrópodos del sotobosque, volumen de follaje, etc.). Estas variables se midieron en parcelas de vegetación asociadas a cada

punto de muestreo de artrópodos (para mayores detalles metodológicos ver Pérez, 2004). Como el objetivo era encontrar variables causales que predicen a la variable dependiente, se usó el método de regresión por pasos (stepwise) (Dytham, 1999).

Para comparar la abundancia de artrópodos en las distintas formaciones vegetacionales dentro de cada estación, se usó el número promedio de individuos por muestra. Para determinar diferencias estadísticas significativas se hizo un Análisis de Varianza (ANDEVA) y en los casos que presentaron diferencias se usó la prueba de LSD Fisher (95%) como prueba *a posteriori* para establecer las diferencias entre los grupos, ya que esta prueba tiene un mejor manejo de los errores Tipo I y Tipo II, a diferencia de otras que tienen bajo poder estadístico (e. g. prueba de Tukey) (Di Rienzo *et al.*, 2005).

Para determinar variaciones estacionales en las diferentes comunidades de artrópodos, se comparó el número de individuos promedio por muestra colectado en las diferentes estaciones de cada formación vegetal evaluada. En este sentido, aunque algunas muestras se colectaron en los mismos sitios cada temporada, para hacer una comparación múltiple se siguió la recomendación de Dytham (1999) para muestras de este tipo, de usar un Análisis de Varianza (ANDEVA) de una vía. En los casos que presentaron diferencias se usó la prueba de LSD Fisher (95%) como prueba *a posteriori* para establecer las diferencias entre los grupos.

Para determinar el grado de similitud estacional de la comunidad de artrópodos entre las diferentes formaciones vegetacionales evaluadas, se realizó un análisis de conglomerados jerárquicos a través del método de "Paired Group", usando el índice de Bray-Curtis para construir la matriz de distancia, ya que se recomienda cuando se compara con una medida de abundancia relativa (Krebs, 1989). Además, para determinar el grado de significancia de los grupos detectados se realizó un procedimiento de "bootstrap", entregando el porcentaje de réplicas que mantuvieron cada nodo del dendrograma en el total de iteraciones.

Finalmente, para determinar si las plantaciones de *P. radiata* han ejercido un efecto selectivo diferenciado en la comunidad de artrópodos del follaje según el gremio trófico, se clasificaron las familias registradas según nivel trófico siguiendo los criterios de McQuillan (1993) y Peña (1986), y se aplicó un análisis de conglomerados jerárquicos a

través del método de “Paired Group”, usando nuevamente el índice de Bray-Curtis (Krebs, 1989). Al igual que el caso del análisis de similitud estacional, para determinar el grado de significancia de los grupos detectados se realizó un procedimiento de “bootstrap” (Jaksic, 2001).

4. RESULTADOS

Durante este estudio se analizaron los datos provenientes de 502 muestras de artrópodos de follaje, con un total de 10.219 individuos colectados, correspondiendo a 17 Órdenes y 56 Familias. La tasa de captura de individuos varió entre las formaciones vegetacionales comparadas, ya que fue de 15,6 individuos/muestra en dosel de hualo (n = 81); 28,1 individuos/muestra en dosel de coihue (n = 74) y 13,4 individuos/muestra en dosel de pino (n = 63). En cuanto a la colecta de artrópodos en el sotobosque de estas formaciones, se colectaron 17,2 individuos/muestra en sotobosque de hualo (n = 71); 24,9 individuos/muestra en sotobosque de coihue (n = 71) y 21,3 individuos/muestra en sotobosque de plantaciones de pino (n = 142). La tasa de captura de individuos colectados fue similar en las distintas estaciones evaluadas, ya que fue de 19,3 individuos/muestra en invierno (n = 165); 19,8 individuos/muestra en primavera (n = 232) y 18,2 individuos/muestra en verano (n = 105).

Aunque se colectaron muestras durante tres años consecutivos en las distintas formaciones vegetacionales, debido al bajo número de ellas en algunas temporadas, para los análisis se agruparon según las distintas formaciones vegetacionales (dosel de hualo, dosel de coihue, dosel de pino, sotobosque de hualo, sotobosque de coihue y sotobosque de pino) por estación (invierno, primavera y verano), no considerando diferencias entre años.

4.1 Riqueza y diversidad

Para comparar de manera adecuada los valores de riqueza de grupos taxonómicos de artrópodos en las distintas formaciones vegetacionales, se estimaron las curvas de acumulación de riqueza estacional mediante el método de rarefacción (Gotelli y Entsminger, 2004) (figura 2).

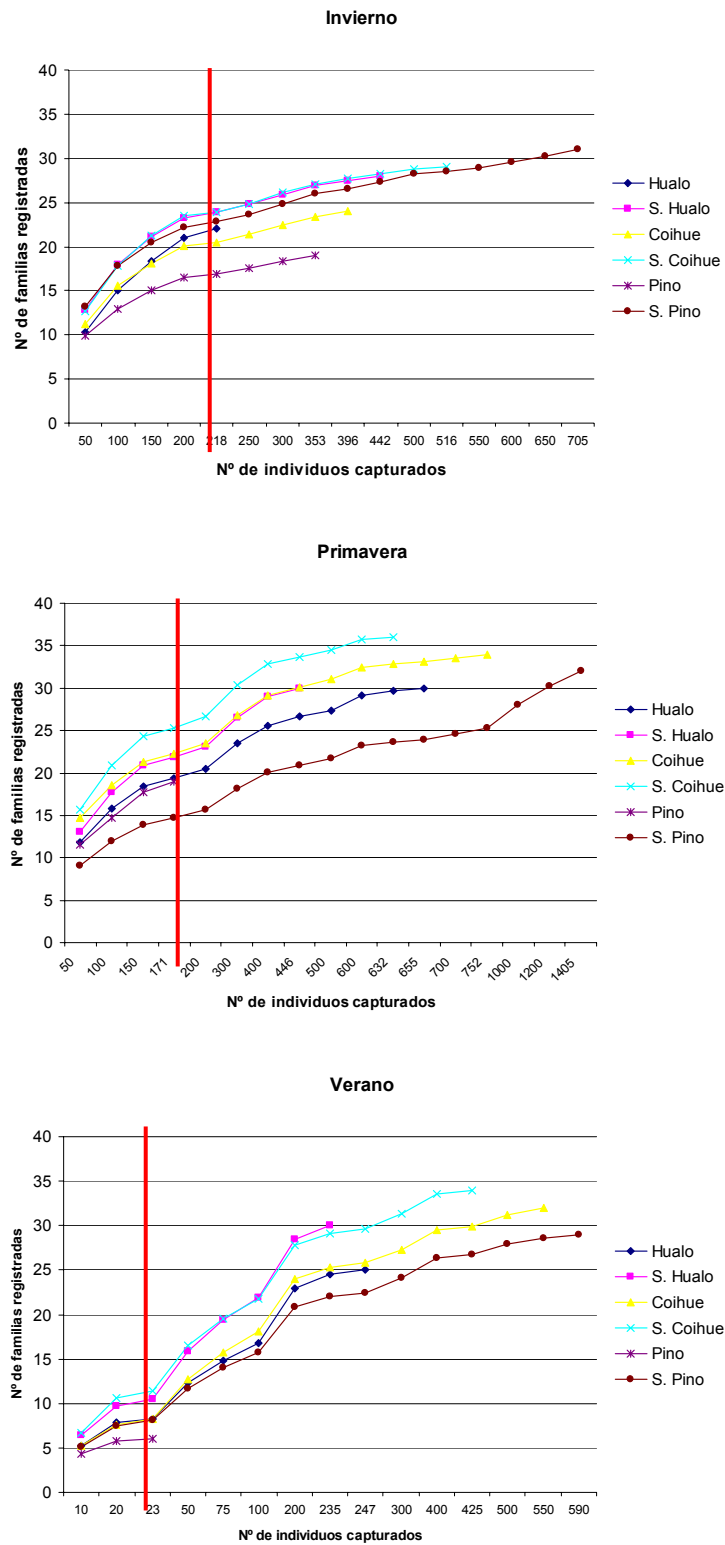


Figura 2. Curvas estacionales de acumulación de riqueza de grupos taxonómicos en las distintas formaciones vegetacionales. La línea roja indica el nivel de muestreo para la comparación, dado por la formación que tienen menos datos.

En invierno la riqueza de grupos taxonómicos registrados en el dosel de pino fue significativamente menor que en el resto de las formaciones. Por otro lado, aunque el resto de las formaciones presentaron algún grado de diferencia entre ellas, el valor de riqueza fue relativamente similar, estando el valor más alto asociado al sotobosque de coihue (cuadro 1).

Cuadro 1. Riqueza de grupos taxonómicos registrados en el muestreo de invierno. Comparación con 211 individuos colectados e Intervalo de Confianza (95%).

Formación vegetacional	Riqueza (211)	IC (95%)
Dosel Hualo	22	
Sotobosque Hualo	22,86	(21,26-26,45)
Dosel Coihue	20,47	(18,34-22,60)
Sotobosque Coihue	23,93	(21,35-26,52)
Dosel Pino	16,92	(15,56-18,27)
Sotobosque Pino	22,80	(19,82-25,78)

En primavera, nuevamente el mayor valor de riqueza de grupos taxonómicos se asoció al sotobosque de coihue. Pero a diferencia del invierno, el sotobosque de pino presentó el menor valor de riqueza, aunque sólo presentó diferencias significativas con el sotobosque de coihue (cuadro 2).

Cuadro 2. Riqueza de grupos taxonómicos registrados en el muestreo de primavera. Comparación con 171 individuos colectados e Intervalo de Confianza (95%).

Formación vegetacional	Riqueza (171)	IC (95%)
Dosel Hualo	19,328	(15,38-23,27)
Sotobosque Hualo	21,838	(18,14-25,52)
Dosel Coihue	22,242	(18,18-26,29)
Sotobosque Coihue	25,351	(20,94-29,75)
Dosel Pino	19	
Sotobosque Pino	14,732	(11,18-18,27)

Finalmente, en verano el menor valor de riqueza de grupos taxonómicos se asoció al dosel de pino, al igual que en invierno. Aunque sólo presentó diferencias significativas

con el sotobosque de hualo y sotobosque de coihue, formaciones que presentaron los mayores valores de riqueza taxonómica en esta estación (cuadro 3).

Cuadro 3. Riqueza de grupos taxonómicos registrados en el muestreo de verano. Comparación con 23 individuos colectados e Intervalo de Confianza (95%).

Formación vegetacional	Riqueza (23)	IC (95%)
Dosel Hualo	8,298	(5,70-10,89)
Sotobosque Hualo	10,442	(7,51-13,37)
Dosel Coihue	8,296	(5,45-11,13)
Sotobosque Coihue	11,365	(8,48-14,24)
Dosel Pino	6	
Sotobosque Pino	8,125	(5,56-10,68)

En invierno, la diversidad de grupos taxonómicos fue significativamente menor en el dosel de hualo, debido probablemente al carácter caducifolio de esta especie, y la equitatividad también fue menor en esta formación vegetacional (cuadro 4). En primavera, el patrón cambia, ya que la diversidad fue significativamente menor en dosel de hualo y el sotobosque de pino y significativamente mayor en el bosque de coihue (dosel y sotobosque). Además, el sotobosque de hualo y dosel de pino forman un grupo de diversidad intermedio, ya que no difieren significativamente de ninguno de los otros grupos. Los menores valores de equitatividad se asociaron al sotobosque de pino y dosel de hualo (cuadro 4). En verano, la diversidad en el sotobosque de hualo fue significativamente superior al resto de las formaciones comparadas, salvo al sotobosque de coihue, formación que presentó una diversidad intermedia, ya que tampoco difirió del resto de las formaciones evaluadas. El mayor valor de equitatividad se asoció al sotobosque de hualo (cuadro 4).

Cuadro 4. Diversidad (H) y equitatividad (J') de grupos taxonómicos por muestra, en las diferentes formaciones vegetacionales evaluadas. Valores con distintas letras entre paréntesis son significativamente diferentes.

Invierno	D. hualo	S. hualo	D. coihue	S. coihue	D. pino	S. pino
H	1,33 (a)	2,39 (b)	2,33 (b)	2,41 (b)	2,26 (a, b)	2,82 (b)
J'	0,44	0,72	0,73	0,72	0,77	0,82
Primavera	D. hualo	S. hualo	D. coihue	S. coihue	D. pino	S. pino
H	2,03 (a)	2,23 (a, b)	2,71 (b)	2,80 (b)	2,25 (a, b)	1,98 (a)
J'	0,59	0,66	0,77	0,78	0,76	0,57
Verano	D. hualo	S. hualo	D. coihue	S. coihue	D. pino	S. pino
H	2,24 (a)	3,17 (b)	2,42 (a)	2,68 (a, b)	1,42 (a)	2,08 (a)
J'	0,69	0,93	0,69	0,76	0,79	0,62

4.2 Atributos del sitio

Los análisis de regresión lineal múltiple mostraron que no hay influencia de las variables dasométricas y de posición (cercanía a quebradas) en la abundancia de artrópodos en el dosel de plantaciones de pino. Sólo fue significativa en el modelo la variable artrópodos en el sotobosque. Esta variable se construyó ponderando la abundancia promedio por muestra de artrópodos en el sotobosque de plantaciones de pino por el volumen total de sotobosque bajo el dosel de pino (cuadro 5).

Cuadro 5. Efecto de las variables dasométricas, distancia a la quebrada más cercana y características estructurales sobre la abundancia de artrópodos en el dosel de pino.

	G	Nah	DM	DQ	VP	ASOT
Abundancia de artrópodos	---	---	---	---	---	0,0019* ¹

¹ Coeficiente de regresión. * $p < 0,05$. G: área basal por hectárea; Nah: número de árboles por hectárea; DM: diámetro medio; DQ: distancia a la quebrada más cercana; VP: volumen del dosel de pino; ASOT: artrópodos en el volumen total de sotobosque.

--- No existió relación significativa entre las variables.

Sin embargo, al analizar los dos principales grupos taxonómicos colectados (Aranae y Coleoptera), se ve que para el primero resultó significativa la distancia a la quebrada más cercana como variable que influye en su abundancia. En cambio para el segundo grupo no hubo variables que influyeran significativamente en su abundancia en el dosel de plantaciones de pino (cuadro 6).

Cuadro 6. Efecto de las variables dasométricas, distancia a la quebrada más cercana y características estructurales sobre la abundancia de artrópodos en el dosel de pino.

	G	Nah	DM	DQ	VP	ARSOT	CSOT
Abundancia de Aranae	---	---	---	-0,01* ¹	---	---	NE
Abundancia de Coleoptera	---	---	---	---	---	NE	---

¹ Coeficiente de regresión. * $p < 0,05$. G: área basal por hectárea; Nah: número de árboles por hectárea; DM: diámetro medio; DQ: distancia a la quebrada más cercana; VP: volumen del dosel de pino; ARSOT: aranae en el volumen total de sotobosque; CSOT: coleópteros en el volumen total de sotobosque..

--- No existió relación significativa entre las variables.

NE: variable no evaluada en el modelo de regresión lineal.

4.3 Abundancia

La comparación de abundancia estacional de artrópodos entre las estructuras vegetacionales muestreadas, mediante un análisis de varianza múltiple (InfoStat 2007), arrojó diferencias significativas en las tres estaciones (cuadro 7).

Cuadro 7. Resultados del ANDEVA de una vía para efecto de la formación vegetacional en las tres estaciones evaluadas.

	Invierno				
	SC	gl	CM	F	p-valor
Formación vegetacional	7749,28	5	1549,86	8,95	<0,0001
Error	27521,42	159	173,09		
Total	35270,70	164			
	Primavera				
	SC	gl	CM	F	p-valor
Formación vegetacional	6235,72	5	1247,14	3,28	0,0071
Error	86001,51	226	380,54		
Total	92237,22	231			
	Verano				
	SC	gl	CM	F	p-valor
Formación vegetacional	4444,46	5	888,89	4,44	0,0011
Error	19632,00	98	200,33		
Total	24076,46	103			

El análisis *a posteriori* mediante la prueba de LSD Fisher (95%), determinó en invierno la existencia de una mayor abundancia de artrópodos en el sotobosque de los tres ambientes evaluados, aunque esta diferencia fue significativa sólo en el bosque de hualo y en la plantación de pino (DMS = 7,07; p = 0,05). La menor abundancia de artrópodos se presentó en el dosel de hualo y de pino, y el bosque de coihue y sotobosque de pino presentaron la mayor abundancia (figura 3). Durante la primavera este patrón cambia, existiendo una tendencia de aumento de la abundancia de artrópodos en el dosel superior del bosque nativo, aunque esta diferencia no es significativa. En cuanto al menor valor de abundancia, éste se presentó en el dosel de pino, sin embargo el sotobosque presentó un valor significativamente similar al de las formaciones nativas (DMS = 9,13; p = 0,05) (figura 3). En verano se presenta un patrón similar al de primavera, aunque en este caso no hubo diferencias significativas entre el bosque de hualo y la plantación de pino, pero el bosque de coihue presentó valores

significativamente más altos que la mayoría de las otras formaciones (DMS = 9,97; $p = 0,05$) (figura 3).

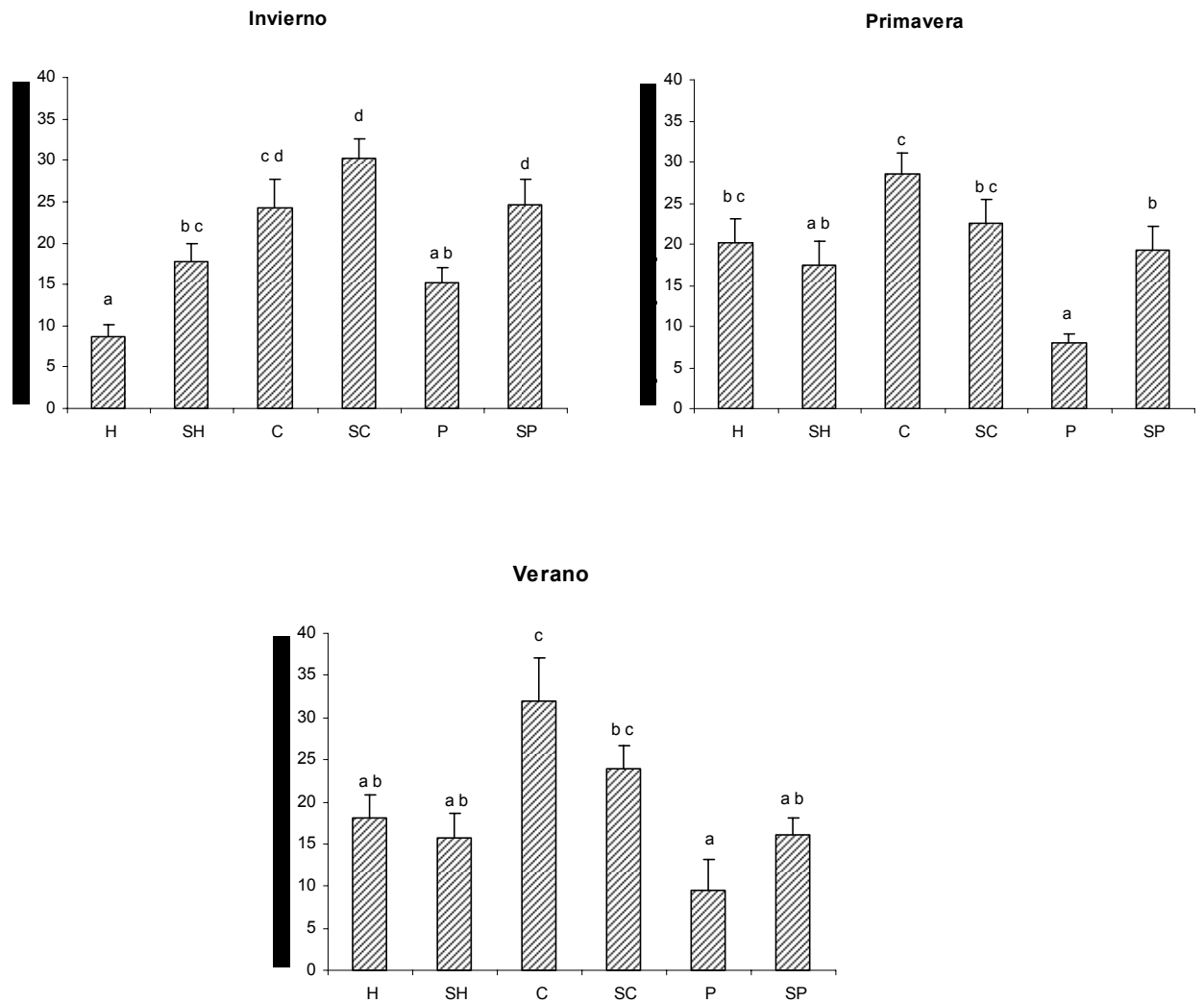


Figura 3. Abundancia promedio de artrópodos por muestra (+1EE) de las distintas formaciones vegetacionales por estación (H: Dosel de hualo, SH: sotobosque de hualo, C: dosel de coihue, SC: sotobosque de coihue, P: dosel de pino y SP: sotobosque de pino). Las letras a, b, c y d expresan diferencias significativas (LSD Fisher 95%).

En cuanto a diferencias estacionales en las formaciones vegetacionales evaluadas, se puede ver que en el bosque de hualo sólo existe una abundancia significativamente menor de artrópodos en el dosel arbóreo durante el invierno ($F = 6,06$; $p = 0,0036$), dado por su carácter caducifolio, en comparación a las otras estaciones. El sotobosque de hualo no presentó diferencias significativas ($F = 0,14$; $p = 0,87$) (figura 4). En el caso de los bosques de coihue, no existen diferencias estacionales significativas en la abundancia de artrópodos en el dosel ($F = 0,94$; $p = 0,39$) ni en el sotobosque ($F = 2,01$; $p = 0,14$), aunque existe una tendencia de aumento en el dosel de invierno a verano, y una disminución de la abundancia de artrópodos en el sotobosque entre invierno y las otras dos estaciones (figura 4). En las plantaciones de pino, el sotobosque presenta una tendencia a disminuir su abundancia de artrópodos de invierno a verano, aunque éste patrón no es significativo ($F = 1,24$; $p = 0,29$). En cambio, la abundancia de artrópodos en el dosel presenta una disminución significativa entre invierno y primavera ($F = 4,51$; $p = 0,014$), y aunque se puede apreciar un aumento de la abundancia en verano, éste no es significativo en comparación a ninguna de las otras estaciones (figura 4). Sin embargo, esto último podría deberse a que esa formación presentó un bajo número de muestras.

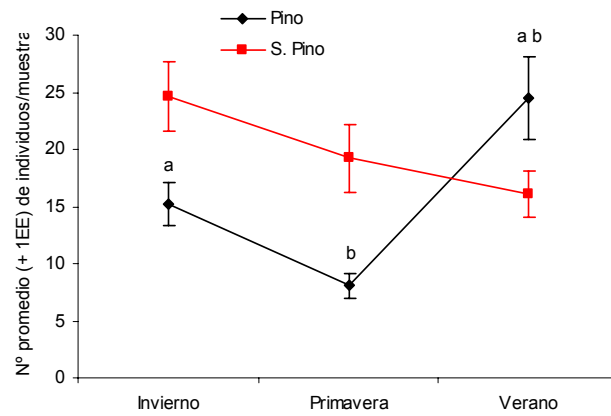
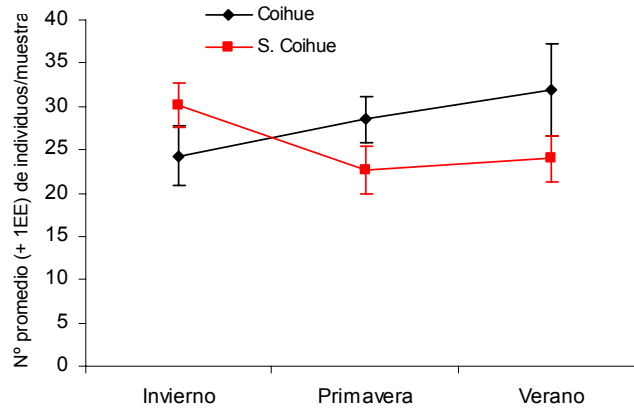
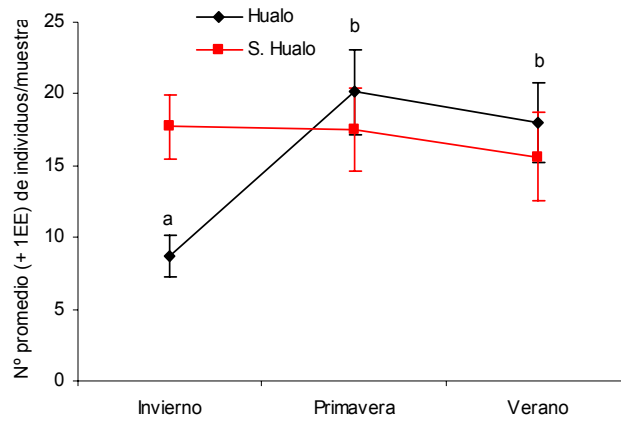
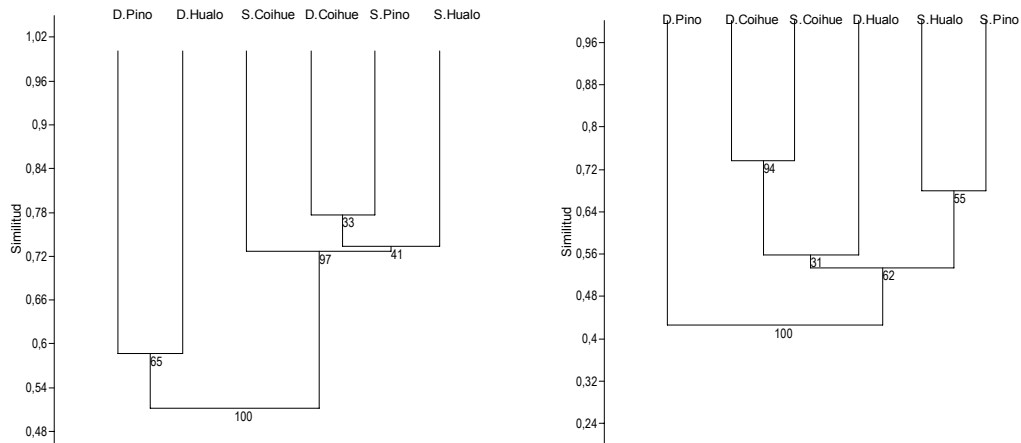


Figura 4. Variación estacional de la abundancia de artrópodos en las distintas formaciones vegetacionales evaluadas. Las letras a y b expresan diferencias significativas (LSD Fisher 95%).

4.4 Similitud estacional

El análisis de conglomerados jerárquicos (índice de Bray-Curtis) mostró cambios estacionales en el grado de similitud de las comunidades presentes en los distintos ambientes comparados (figura 5).

Durante el invierno se formaron dos grupos, uno con los doseles de hualo y pino, y otro con el resto de las formaciones. Sin embargo, la dódima de hipótesis mediante “bootstrap” indica que sólo los nodos que separan a los doseles de hualo y pino del resto de las formaciones y el nodo que separa al dosel de coihue del resto de los componentes del segundo clado ocurren por sobre el 95% de las iteraciones (figura 5). En primavera, también se presentaron dos clados claramente identificables y de distanciamiento significativo (100%), uno formado por el dosel de pino y otro con el resto de las formaciones. Dentro del segundo clado el mayor grado de similitud entre los componentes del bosque de coihue (dosel y sotobosque) también es marginalmente significativo (94%) (figura 5). En verano, el patrón de similitud es similar al de primavera siendo significativa (100%) la separación del dosel de pino. Sin embargo, dentro del segundo clado se forma un distanciamiento significativo entre un grupo formado por el sotobosque de hualo y sotobosque de pino (99%), con respecto al bosque de coihue en general y el dosel de hualo.



VERANO

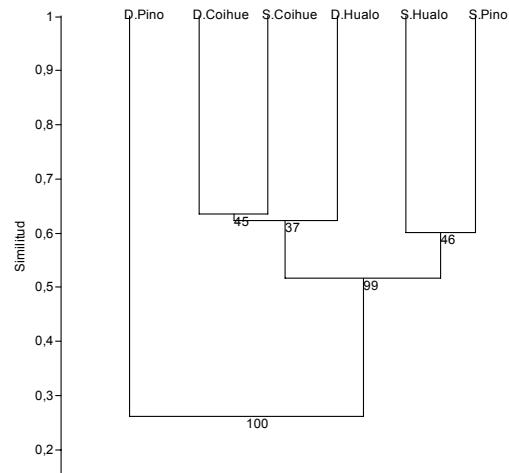


Figura 5. Dendrograma jerárquico del grado de similitud de las formaciones vegetacionales evaluadas en términos de la artropofauna. Los números en los nodos indican el nivel de significancia determinado mediante “bootstrap”.

4.5 Análisis de gremios

Fue posible clasificar un total de 36 familias en las categorías depredador (7), defoliador (9), succionador de savia (14) y xilófago (6) (cuadro 8). Otros gremios como omnívoro o saprófago presentaron un bajo número de datos para ser analizados. La

abundancia de depredadores fue menor en las plantaciones de pino (dosel y sotobosque). En cambio los defoliadores y succionadores de savia fueron menos abundantes en el dosel de pino. Finalmente, los xilófagos fueron menos abundantes en el dosel de hualo y dosel de pino (cuadro 8).

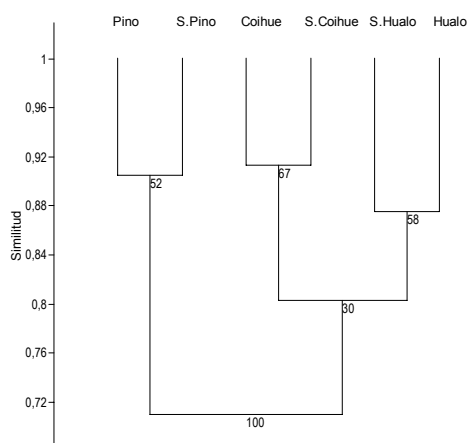
Cuadro 8. Familias de artrópodos clasificadas según gremio trófico. D = depredador, DF = defoliador, S = succionador de savia y X = xilófago, con su abundancia promedio por muestra en las diferentes formaciones vegetacionales comparadas. H: dosel de hualo; SH: sotobosque de hualo; C: dosel de coihue; SC: sotobosque de coihue; P: dosel de pino y SP: sotobosque de pino.

Orden	Familia	Gremio trófico	H	SH	C	SC	P	SP	
Araneae	-	D	4,2	5,5	6,7	7,6	3,0	3,6	
Orthoptera	Acridiidae	DF	0,2	0,3	0,3	0,3			
	Tettigoniidae	DF	0,1	0,4	0,3	0,1		0,7	
	Gryllacrididae	DF	0,2	0,3	0,5	0,2		0,1	
	Mantidae	D	0,1						
	Phasmatidea	DF	0,1		0,1	0,7		0,2	
	Proscopidae	DF		0,7				0,2	
Hemiptera	Miridae	S			0,1				
	Phymatidae	S						0,7	
	Aradidae	S		0,1	0,1				
	Coreidae	S	0,4	0,4					
	Pentatomidae	S		0,3	0,2	0,8			
Homoptera	Berytidae	S				0,4			
	Cicadidae	S				0,6			
	Membracidae	S	0,2	0,1	0,8	0,4	0,3	0,2	
	Cercopidae	S		0,6	0,3	0,1	0,3		
	Cicadellidae	S	0,2	1,0	0,3	0,6	0,3	0,4	
	Fulgoridae	S	0,5	0,3	0,2	0,4	0,2	0,6	
	Psyllidae	S	0,1		0,5	0,3	0,2		
	Aleyrodidae	S				0,3			
	Aphididae	S	1,0	0,2	2,8	0,7	0,3	0,6	
	Carabidae	D			0,5				
Coleoptera	Scarabaeidae	DF	0,9	0,1	0,5	0,3		0,1	
	Buprestidae	X			0,3			0,7	
	Elateridae	DF	0,6	0,1	0,5	0,1		0,7	
	Lampyridae	D			0,1	0,3			
	Nitidulidae	D			0,1				
	Coccinellidae	D	0,5	0,5	0,6	0,3	1,3	0,9	
	Tenebrionidae	X		0,1		0,1	0,2	0,7	
	Mordellidae	X			0,1				
	Cerambycidae	X	0,1				0,2	0,1	
	Chrysomelidae	DF	3,8	0,6	1,5	0,8	0,3	1,9	
	Curculionidae	X	0,4	1,7	2,1	1,7	0,3	0,6	
	Scolytidae	X			0,1				
	Lestidae	D	0,1						
	Larvas	---	DF	0,8	0,4	3,4	1,2	0,2	0,9
		TOTALES	D	5,0	6,0	8,0	8,2	4,3	4,5
		DF	6,7	3,1	7,0	3,7	0,4	5,0	
		S	2,4	3,0	5,4	4,7	1,6	2,6	
		X	0,5	1,9	2,7	1,9	0,6	2,2	

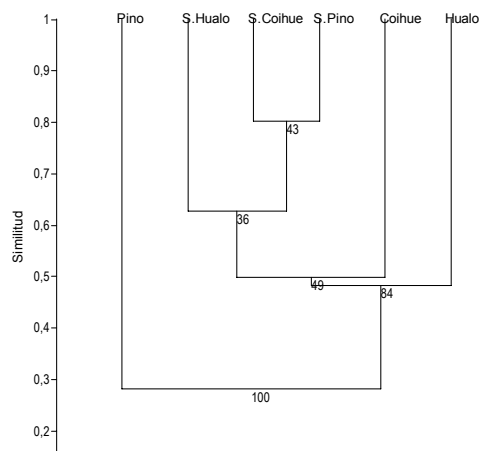
El análisis de conglomerados jerárquicos evidenció que el gremio de los depredadores en las plantaciones de pino (dosel y sotobosque) es sustancialmente

diferente que en el resto de las formaciones vegetacionales comparadas (100%) (figura 6). En el caso de los defoliadores, sólo presentó una diferencia significativa el dosel de pino (100%), ya que el resto de las formaciones forma un grupo diferente. Sin embargo, dentro de este último clado el dosel de hualo tiende a presentar diferencias importantes en relación al resto de las formaciones (91%) (figura 6). En el caso de los succionadores de savia, se presentó un patrón similar al grupo anterior con una separación del dosel de pino (100%). Dentro de las formaciones nativas y sotobosque de pino no hubo diferencias notorias (figura 6). Finalmente, el gremio de xilófagos presentó un patrón diferente a los anteriores con la formación clara de dos clados (100%), uno compuesto por los doseles de pino y hualo junto con el sotobosque de pino, y otro donde se agrupan el bosque de coihue (dosel y sotobosque) y el sotobosque de hualo. Dentro de los grupos no se ven relaciones claras (figura 6).

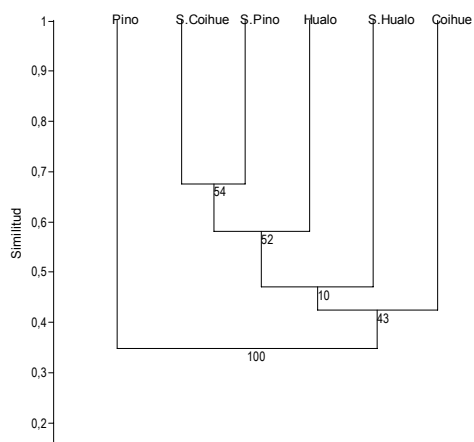
DEPREDADORES



DEFOLIADORES



SUCCIONADORES DE SAVIA



XILOFAGOS

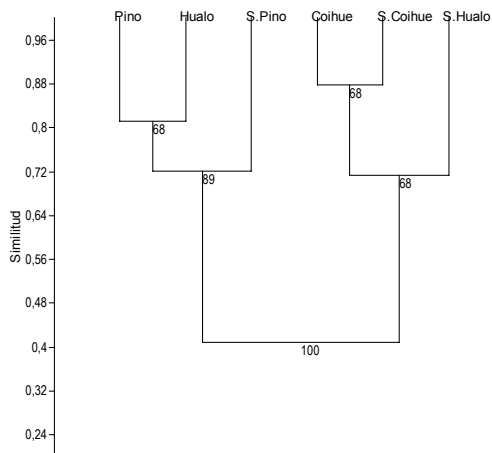


Figura 6. Dendrograma jerárquico del grado de similitud de gremios tróficos de las formaciones vegetacionales evaluadas en términos de la artopofauna. Los números en los nodos indican el nivel de significancia determinado mediante “bootstrap”.

5. DISCUSIÓN

5.1 Efecto del sotobosque en la artropofauna presente en el dosel superior en plantaciones de *Pinus radiata*

Según los resultados obtenidos en este estudio, en general el dosel de *P. radiata* presentó valores de riqueza, diversidad y abundancia de artrópodos más bajos que bosques de *Nothofagus*. Resultados similares se han obtenido al comparar la comunidad de coleópteros epigeos (Sáiz y Jerardino, 1985) y coleópteros y dípteros del follaje (Saiz y Salazar, 1981) entre plantaciones de pino y bosques de *A. caven* y esclerófilo. También se ha observado este patrón con coleópteros epigeos presentes en este ecosistema artificial y remanentes de bosque Maulino (Moreno, 2001). Sin embargo, las fluctuaciones de la riqueza y diversidad de artrópodos en el follaje en las distintas formaciones vegetacionales evaluadas en este trabajo, hacen que en algunos períodos la diferencia entre las plantaciones de pino con los bosques de *Nothofagus* sea baja. Esta situación también ha sido observada en los coleópteros epigeos presentes en plantaciones de pino de la zona costera del centro-sur de Chile (Grez *et al.*, 2003). Sin embargo, aunque la riqueza de especies de artrópodos en el follaje de pino en una unidad muestral (aproximadamente 2,5 m³ de follaje) fue significativamente menor que en los otros tipos de follaje, parte de la explicación de este fenómeno puede deberse en gran medida al hecho de que el follaje de los pinos es menos denso que el del promedio de las otras especies nativas, con lo que en una misma unidad de volumen la cantidad efectiva de follaje muestreado es menor (Estades y Escobar, 2006). Sin embargo, el hecho que los pinos alcanzan en general un desarrollo mayor que el promedio de los bosques naturales estudiados hace que la abundancia total de artrópodos en las plantaciones sea comparable a la de éstos, similar a lo que sucede en términos de biomasa de artrópodos (kg peso seco/há) en el dosel y sotobosque de los tres tipos de bosque analizados (Estades y Escobar, 2006). También podría existir el efecto de un sesgo del muestreo, ya que la colecta de los artrópodos en el dosel de pino se hizo a la altura máxima que el colector podía elevar la red entomológica (ca. 2,5 m), a pesar que muchas veces el dosel en las plantaciones muestreadas sobrepasaba los 15 m. No obstante, aunque existen diferencias en cuanto a la composición de la artropofauna en el gradiente vertical en el follaje boscoso que genera sesgos en un muestreo a una determinada altura (Su y

Woods, 2001; Store, *et al.*, 2001), este sesgo es parejo en el muestreo de todos los doseles comparados en este estudio.

Al comparar la artropofauna del dosel de pino con la presente en el sotobosque de las plantaciones, se ve que en términos generales esta última está más relacionada con la del follaje del bosque nativo, que con la del dosel de pino. Este patrón podría deberse a que la composición y estructura de la vegetación del sotobosque de las plantaciones de pino en el área de estudio, es similar a la estructura que presentan renovales de hualo (Pérez, 2004), ya que dentro de la plantación el hualo es parte del sotobosque. Por otro lado, es interesante el hecho que la abundancia de artrópodos en el dosel de pino se explique por la abundancia de artrópodos en el sotobosque de las plantaciones, ya que aunque se ha investigado poco sobre los mecanismos que podrían estar operando para permitir la existencia de una comunidad de artrópodos en las plantaciones de pino, para las aves se ha determinado que la complejidad estructural dentro de este ambiente es una variable importante que explica una alta diversidad de organismos en las plantaciones, identificándose como un elemento clave la presencia de sotobosque (Estades, 2001; Pérez, 2004; Tomasevic y Estades, 2006). Lo anterior sugiere que el sotobosque habría facilitado el proceso de colonización del dosel de pino por parte de la comunidad de artrópodos del follaje, ya que permite la existencia de un número importante de especies y una diversidad similar a los bosques nativos de *Nothofagus* dentro de las plantaciones de pino.

Sin embargo, al establecer relaciones entre la abundancia de los principales grupos colectados en el dosel superior y sotobosque de las plantaciones de pino, se observa que para el caso del Orden Aranae, la variable que explica su abundancia es la distancia a la quebrada más cercana y no los arácnidos en el sotobosque. Sin embargo, los datos de caracterización del sitio utilizados en los análisis mostraban una relación entre las variables volumen de sotobosque y distancia a la quebrada más cercana, de manera que los efectos de estas variables no estaban completamente aislados.

De manera que, aunque los artrópodos del sotobosque parecen ser una variable importante en la determinación de la artropofauna en el dosel de las plantaciones de pino, al parecer los mecanismos que se asocian a la presencia de una comunidad de artrópodos en el dosel de las plantaciones de pino son grupo-específicos, siendo

necesarios más estudios para poder determinar los mecanismos que subyacen al proceso de colonización de los distintos grupos de artrópodos detectados en el dosel de las plantaciones de pino.

5.2 Efecto estacional en las fluctuaciones de abundancia de la artropofauna de follaje en plantaciones de *Pinus radiata* y bosques de *Nothofagus*

No se presentaron grandes diferencias estacionales en la abundancia de la artropofauna, salvo la menor abundancia de artrópodos de follaje presente en el dosel de hualo durante el invierno en comparación con la primavera y el verano. Sin embargo, este patrón se explica por su condición de especie caducifolia. En el caso del sotobosque de hualo, bosque de coihue (dosel y sotobosque) y sotobosque de pino, no se presentaron diferencias estacionales significativas, probablemente, debido a que estas estructuras en su mayoría están compuestas por especies siempreverdes, condición que permite una mayor estabilidad a las poblaciones de artrópodos presentes en este tipo de vegetación (Maquillan, 1993). En cambio, a pesar de tener esta misma condición, el dosel de pino presentó una diferencia estacional en la abundancia de artrópodos, siendo significativamente mayor en invierno que en primavera. Sin embargo, a pesar que este patrón no se puede relacionar claramente con las características propias de las plantaciones, podría estar ocurriendo un fenómeno de movimiento entre los bosques de hualo y las plantaciones de pino, es decir, la artropofauna del dosel de hualo podría estar migrando a las plantaciones durante el invierno en busca de alimento y una condición más estable de microhábitat y nuevamente desplazándose al dosel de hualo durante la primavera. En este sentido, también se observó una disminución de la abundancia de la artropofauna en el sotobosque de pino entre invierno y primavera, aunque este cambio no fue significativo. Otro hecho que podría estar indicando este movimiento, es que la disminución de la artropofauna del dosel de hualo entre verano e invierno no se traduce en un aumento de los artrópodos en el sotobosque de hualo durante el invierno, quizá debido a que junto con los procesos naturales de mortalidad e historia de vida, operan fenómenos asociados a la competencia que obligan a algunos individuos menos competitivos a dispersarse a otros sitios. De esta manera, el carácter fragmentado de los remanentes de bosque de hualo en el área de estudio (Tomasevic y Estades, 2006) aumenta las probabilidades que estos individuos migren localmente a las plantaciones, para volver al dosel de hualo cuando comienzan a desarrollar las hojas. Sin embargo, los

análisis y datos presentados en este trabajo no prueban esta hipótesis, siendo necesarios estudios adicionales de movimiento y dispersión de artrópodos para poder clarificar los patrones descritos.

5.3 Efecto selectivo de las plantaciones de *Pinus radiata* en los artrópodos del follaje

Los depredadores, presentaron una menor abundancia en las plantaciones de pino (dosel y sotobosque) en comparación a los bosques de *Nothofagus*. Este patrón es característico de ambientes relativamente nuevos donde aún están ocurriendo procesos de colonización, siendo este gremio uno de los últimos en establecerse, ya que necesita de una importante presencia de recursos tróficos, en este caso otros artrópodos, para tener éxito (Jaksic, 2001). Además, el gremio de los depredadores en las plantaciones de pino (dosel y sotobosque) fue sustancialmente diferente al resto de las formaciones vegetacionales comparadas.

Defoliadores y succionadores de savia presentaron un patrón de menor representación en el dosel de pino que en el resto de las formaciones, incluyendo al sotobosque de pino. En este sentido, estos gremios se caracterizan por estar ampliamente representados en bosques de *Nothofagus* (Maquillan, 1993), aunque en Chile han sido escasamente estudiados (Carrillo y Cerda, 1987). La razón de una menor presencia de estos gremios en el dosel de pino podría deberse a características de las acículas de *P. radiata* que las podrían hacer menos seleccionables en comparación al follaje de especies nativas, aunque existen casos de selección de algunas especies defoliadoras del follaje de pino (Jerez y Arce, 1990). También es interesante destacar que en el caso de los defoliadores, dentro del grupo que conforman los bosques de *Nothofagus* y el sotobosque de pino, el dosel de hualo tiende a separarse de las otras formaciones, probablemente dado su carácter caducifolio, ya que este tipo de follaje presenta una mayor carga de defoliadores (Maquillan, 1993).

El gremio de los insectos xilófagos presentó un patrón completamente diferente, donde el dosel de pino tuvo una mayor similitud con el sotobosque de pino y dosel de hualo. La abundancia de este grupo fue reducida en el dosel de hualo y dosel de pino, probablemente debido a que la mayoría de los sitios muestreados de bosques de hualo

correspondieron a renovales con una baja abundancia de individuos senescentes o con niveles de pudrición, características que se asocian a una mayor presencia de insectos xilófagos (Maquillan, 1993). En el caso del dosel de pino, el carácter productivo de las plantaciones de pino y su rotación relativamente corta impiden la existencia de árboles con las características asociadas a la presencia de insectos xilófagos.

Finalmente, aunque la caracterización de ciertos gremios tróficos de la artropofauna del follaje en términos de abundancia y similitud indica cierto efecto selectivo de las plantaciones de pino, es probable que esta comunidad corresponda a un ensamble de especies de artrópodos que aún no se consolida y que está en proceso de formación. Sin embargo, debido al manejo forestal asociado a estas plantaciones que implica la cosecha de los rodales una vez cumplido el período de rotación, no es posible determinar si en el largo plazo estos efectos selectivos se mantienen, cambian o desaparecen. Además, el hecho que el método de cosecha sea tala rasa y no otro menos invasivo (e. g. corta de selección) impide que a nivel de sitio siga consolidándose una comunidad de artrópodos característicos del dosel de pino, ya que la cobertura vegetal desaparece cada cierto período de años. De esta manera, es probable que el principal efecto selectivo de las plantaciones de pino en la comunidad de artrópodos del follaje, no sea alguna característica en sí de esta especie arbórea, sino el manejo forestal asociado a ella. Aunque para dilucidar esta relación, son necesarios estudios a largo plazo de la dinámica en el tiempo de la comunidad de artrópodos del follaje en plantaciones, más allá de los intervalos de rotación de cosecha.

6. CONCLUSIONES

- En general, aunque la comunidad de artrópodos del follaje en plantaciones de *Pinus radiata* presenta una menor riqueza, diversidad y abundancia a nivel de unidad de muestreo que bosques de *Nothofagus* en la zona del Bosque Maulino, las fluctuaciones naturales de estos parámetros y las características particulares de los tipos de follajes comparados hacen que las diferencias se reduzcan al comparar abundancias totales.
- Los resultados indican que el sotobosque presente en plantaciones de *P. radiata* es similar a los bosques nativos de *Nothofagus* en términos de su comunidad de artrópodos del follaje, permitiendo la presencia de una artropofauna rica y abundante en estos ecosistemas productivos.
- La abundancia de artrópodos en el sotobosque de las plantaciones tendría un efecto importante en la artropofauna del follaje en el dosel de *P. radiata*, aunque este efecto es grupo específico, siendo necesarios estudios más profundos por grupo de artrópodos para poder determinar los mecanismos asociados a la presencia de estos grupos en el dosel de *P. radiata*.
- Aunque no se detectaron importantes fluctuaciones estacionales en la mayoría de las estructuras vegetacionales comparadas, los patrones que presentaron los bosques de *Nothofagus glauca* y las plantaciones de *P. radiata* sugieren la existencia de ciertos movimientos de la artropofauna del follaje entre los doseles superiores de estas dos formaciones durante el invierno y la primavera, dados probablemente por el carácter caducifolio de *N. glauca*.
- Si bien los análisis por gremios tróficos indicarían cierto efecto selectivo de las plantaciones de *P. radiata* en los artrópodos del follaje, es probable que la artropofauna presente en estos ecosistemas productivos corresponda a una comunidad aún en proceso de formación. Sin embargo, dado el manejo forestal asociado a estos ecosistemas (rotación y cosecha), no es posible conocer si en el largo plazo estos efectos selectivos se mantienen, aumentan o disminuyen.

- Finalmente, la presencia de una comunidad de artrópodos del follaje dentro de las plantaciones de *P. radita* similar a la presente en remanentes de Bosque Maulino, es importante desde el punto de vista de la conservación de esta formación vegetal altamente amenazada, ya que las plantaciones permitirían una continuidad de hábitat para muchas especies de artrópodos de bosque, que facilitaría el mantenimiento de procesos ecológicos (polinización, control poblacional, recurso trófico para vertebrados insectívoros, y otros) a nivel de paisaje.

7. BIBLIOGRAFÍA

Abbott, I.; A. Wills y T. Burbidge. 1998. The impact of canopy development on arthropod faunas in recently established *Eucalyptus globulus* plantations in Western Australia. *Forest Ecology and Management* 113: 11-21.

Altieri, M. A. 1992. Biodiversidad, agroecología y manejo de plagas. Cetal Ediciones. Valparaíso, Chile.

Alzamora, R. M., P. Hauer y H. Peredo. 2004. Evaluación de pérdidas en volumen comercial de *Pinus radiata* por efecto de *Dothistroma septospora* en distintos escenarios de manejo y control químico, en la provincia de Valdivia. *Bosque* 25(1): 15-27.

Baldini, A., G. Tornquist, S. Palma y P. Parra. 1994. Situación nacional fitosanitaria de las plantaciones de *Pinus radiata* 1982-1991. Corporación Nacional Forestal (CONAF).

Billings, R. y E. Holsten. 1969. Prospección sanitaria de los bosques de pino insigne en Chile. Manuscrito no publicado.

Billings, R. F.; E. H. Holsten y A. Eglitis. 1972. Insects associated with *Pinus radiata* D. Don in Chile. *Turrialba* 22 (1): 105-108.

Blair, J.; R. Parmelee y R. Wyman. 1994. A comparison of the forest floor invertebrate communities of four forest types in the northeastern US. *Pedobiologia* 38: 146-160.

Bonham, K. J.; R. Mesibov y R. Bashford. 2002. Diversity and abundance of some ground/dwelling invertebrates in plantation vs. Native forest in Tasmania, Australia. *Forest Ecology and Management* 158: 237-247.

Burdon, R.D. 1992. Introduced forest trees in New Zealand: 12. Radiata Pine (*Pinus radiata* D. Don). Forest Research Institute. Rotorua.

Bustamante, R. O. y C. Castor. 1998. The decline of an endangered temperate ecosystem: the ruil (*Nothofagus alessandrii*) forest in central Chile. *Biodiversity and Conservation* 7:1607-1626.

Carrillo, R. y L. Cerda. 1987. Zoofitófagos en *Nothofagus* chilenos. *Bosque* 8: 99-103.

Clapp, R. A. 2001. Tree farming and forest conservation in Chile: do replacement forests leave any originals behind? *Society and Natural Resources* 14:341-356.

Cooper, R. J. y R. C. Whitmore. 1990. Arthropod sampling methods in ornithology. *Studies in Avian Biology* 19:29-37.

Covarrubias, R. 1986. Estado actual de nuestros conocimientos sobre los ácaros Oribatida de Chile. *Acta Ent. Chilena* 13: 167-175.

De Ferari, L, & O. Ramírez. 1998. Manual de detección y control de plagas y enfermedades presentes y potenciales en plantaciones de pino y eucalipto. Controladora de Plagas Forestales, S.A. Concepción.

Didham, R. K.; J. Ghazoul; N. E. Stork y A. J. Davis. 1996. Insects in fragmented forests: a functional approach. *TREE* 11: 255-260.

Di Rienzo, J. A., F. Casanoves, L. A. González, E. M. Tablada, M. del P. Díaz, C. W. Robledo y M. G. Balzarini. 2005. *Estadística para las Ciencias Agropecuarias*. Editorial Brujas. Córdoba, Argentina.

Donoso, C y E. Landaeta. 1983. Ruil (*Nothofagus alessandrii*), a threatened Chilean tree species. *Environ. Conserv.* 10: 159-162.

Durán, M. L. 1944. Las cuncunas de los pinos – un problema de entomología forestal. *Agricultura Técnica (Chile)* 4(1): 17-25.

Dytham, C. 1999. *Choosing and using statistics: a biologist guide*. Blackwell Science, Oxford.

Escobar, M. A. H., M. A. Vukasovic, S. V. Uribe, A. M. Venegas y G. Ugalde. 2005. Registro de tres especies de anuros en plantaciones forestales de *Pinus radiata* D. Don, en Chile central. Noticiario Mensual del Museo Nacional de Historia Natural 356: 8-10.

Estades, C. F. 2001. Forest birds in landscape mosaics: theory and empirical evidence. Tesis Doctoral University of Wisconsin, Madison, USA.

Estades, C. F. y S. A. Temple. 1999. Deciduous-forest bird communities in a fragmented landscape dominated by exotic pine plantations. *Ecological Applications* 9:573-585.

Estades, C. F. y M. A. H. Escobar. 2005. Ecosistemas artificiales: las plantaciones de pino de la Cordillera de la Costa. En: Smith-Ramírez, C., J. J. Armesto & C. Valdovinos "Biodiversidad y Ecología de los bosques de la Cordillera de la Costa de Chile". Editorial Universitaria. Santiago, Chile.

Gajardo, R. 1994. Clasificación de la Vegetación Natural de Chile. Edición Universitaria, Santiago, Chile.

Gotelli, N. J. y G. L. Entsminger. 2004. EcoSim: Null models software for ecology. Version 7. Acquired Intelligence Inc. & Kesey-Bear, Jericho, Vermont. USA.

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

Harada, A. y A. Bandiera. 1994. Stratifications and density of invertebrates from sandy soil under forest and two arboreal plantations in Central Amazonia, during the dry season. *Acta Amazon.* 24: 103-118.

Hartley, M. J. 2002. Rationale and methods for conserving biodiversity in plantations forests. *Forest Ecology and Management* 155: 81-95.

Hernández, C. 1998. Influencia del mediambiente sobre la productividad y uso del agua en un bosque adulto de *Pinus radiata* (D. Don), Valdivia, X Región. Tesis Ingeniería Forestal. Facultad de Ciencias Forestales, Universidad Austral de Chile, Valdivia.

Herrera, A. S. 1962. Siete enfermedades y plagas de los viveros forestales y del pino insigne. Ministerio de Agricultura, Departamento Forestal, Santiago, Chile, Bol. N° 1, 39 p.

Hurlbert, S. H. 1971. The non-concept of species diversity: a critique and alternative parameters. *Ecology* 52:577-586.

INFOR. 2002. Estadísticas forestales 1998. Boletín Estadístico. Santiago.

Jaksic, F. M. 2001. Ecología de Comunidades. Ediciones Universidad Católica de Chile. Santiago, Chile.

Jerez, V. y R. Arce. 1990. Selección trófica de *Dictyoneis asperatus* (Blanchard, 1851) (Coleoptera: Chrysomelidae: Eumolpinae) sobre *Pinus radiata* D. Don. *Rev. Chilena Entomología* 18: 97-98.

Krebs, C. J. 1989. *Ecological methodology*. Harper Collins, New York, NY USA.

Lanfranco, D.; A. M. Aguilar; R. A. Horcos y J. F. Büchner. 1994. Parasitoides nativos en el control de la polilla del brote del pino (*Rhyacionia buoliana*): ¿Un complejo funcional?. *Bosque* 15 (1): 15-26.

Lara, A., C. Donoso y J. C. Aravena. 1996. La conservación del bosque nativo en Chile: problemas y desafíos. En Armesto, J. J., C. Villagrán y M. Kalin Arroyo (Eds.) *Ecología de los bosques nativos de Chile*. Editorial Universitaria, Santiago.

Lewis, P. D. 1996. Primer registro de la actividad defoliadora de dos especies de insectos nativos sobre *Pinus radiata* D. Don en Chile. *Bosque* 17(1): 101-103.

Luebert, F. y P. Plischoff. 2006. Sinopsis bioclimática y vegetacional de Chile. Editorial Universitaria, Santiago, Chile.

Martínez, R. I. y M. E. Casanueva. 1995. Fauna oribatológica de Chile: nuevo registro de especies húmicas en las regiones VIII y IX (Acari, oribátida). Bol. Soc. Biol. Concepción 66: 43-51.

McQuillan, P. B. 1993. *Nothofagus* (Fagaceae) and its invertebrate fauna – an overview and preliminary síntesis. Biological Journal of the Linnean Society 49: 317-354.

Moreno, P. 2001. Efecto de la fragmentación del bosque maulino sobre la composición, abundancia y distribución de tamaños corporales de coleópteros epigeos. Memoria, Fac. de Cs. Veterinarias y Pecuarias, U. de Chile, Santiago.

Muñoz, A. y R. Murúa. 1989. Efectos de la reforestación con *Pinus radiata* sobre la diversidad y abundancia de los Micromamíferos en un agroecosistema de Chile central. Turrialba 39: 143-150.

Myers, N., R. A. Mittermeier, C. G. Mittermeier, G. A. B. Fonseca y J. Kent. 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. Nature 403: 853-858.

Olalquiaga, F. G. 1953. Insectos que atacan los árboles forestales y sus productos en Chile. Ministerio de Agricultura, Santiago, Chile, 37 p.

Parra, L. E. y L. A. Cerda. 1991. Presencia de *Proeulia chrysopteris* (Butler) (Lepidoptera: Tortricidae) sobre *Pinus Radiata* D. Don. Bosque 12(2): 61-63.

Pellens, R. y I. Garay. 1999. Edaphic macroinvertebrates communities in fast-growing plantations of *Eucalyptus grandis* Hill ex Maid (Myrtaceae) and *Acacia magnum* Wild (Leguminosae) in Brazil. Eur. J. Soil Biol. 35 : 77-88.

Peña, L. 1986. Introducción al estudio de los insectos de Chile. Editorial Universitaria. Santiago, Chile.

Pérez, M. 2004. Efecto de la estructura de plantaciones de *Pinus radiata* (D. Don) sobre la calidad como hábitat para aves en Constitución. Memoria de Título. Facultad de Ciencias Forestales, Universidad de Chile.

SAG. 2005. Informativo Fitosanitario Forestal. Unidad de Vigilancia y Control de Plagas Forestales y Exóticas Invasoras del Servicio Agrícola y Ganadero. N° 1.

SAG. 2006. Informativo Fitosanitario Forestal. Unidad de Vigilancia y Control de Plagas Forestales y Exóticas Invasoras del Servicio Agrícola y Ganadero. N° 3.

Sáiz, F. y A. Salazar. 1981. Efecto selectivo de las plantaciones de *Pinus radiata*, sobre la entomofauna de biomas nativos: I.- Coleópteros epigeos. An. Mus. Hist. Nat. 14: 155-173.

Sáiz, F. y M. Jerardino. 1985. Efecto selectivo de las plantaciones de *Pinus radiata*, sobre la entomofauna de biomas nativos: II.- Dípteros y coleópteros del follaje. Rev. Chilena Entomología 12: 185-203.

Samways, M.; P. Caldwell y R. Osborn. 1996. Ground-living invertebrate assemblages in native, planted and invasive vegetation in South Africa. Agric. Ecosyst. Environ. 59: 19-32.

San Martín, J. y C. Donoso. 1996. Estructura e impacto antrópico en el bosque maulino de Chile. En Armesto, J. J., C. Villagrán y M. Kalin Arroyo (Eds.) Ecología de los bosques nativos de Chile. Editorial Universitaria, Santiago.

San Martín, J., H. Figueroa y C. Ramírez. 1984. Fitosociología de los bosques de ruil (*Nothofagus alessandrii* Espinosa) en Chile. Rev. Chil. Hist. Nat. 57: 171-200.

Simberloff, D. S. 1972. Properties of the rarefaction diversity measurement. Am. Natur. 106:414-418.

Stork, N. E., P. M. Hammond, B. L. Russell y W. L. Hadwen. 2001. The spacial distribution of beetles within the canopies of oak trees in Richmond Park, U. K. Ecological Entomology 26: 302-311.

Su, J. C. y S. A. Woods. 2001. Importance of sampling along a vertical gradient to compare the insect fauna in managed forests. Environmental Entomology 30: 400-408.

Tomasevic, J. A. y C. F. Estades. 2006. Stand attributes and the abundance of secondary cavity-nesting birds in southern beech (*Nothofagus*) forests in south-central Chile. *Ornitología Neotropical* 17: 1-14.

Toro, J. y S. Gessel. 1999. Radiata pine plantations in Chile. *New Forests* 12:33-44.

Zar, J. H. 1996. *Biostatistical analysis*. Prentice Hall, Upper Saddle River, NJ USA.