

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

**EFFECTO DE LOS CAMINOS Y DESECHOS FORESTALES EN EL MOVIMIENTO DEL
COLEÓPTERO CAMINADOR, *Parhypates (Eutamys) extenuatus* (CARABIDAE)**

Memoria para optar al título
Profesional de Ingeniero Forestal

MARCELO ANTONIO DÍAZ PÉREZ

Prof. Guía : Ing. Forestal, M. Sc., Ph.D., Sr. Cristian Estades Marfán

SANTIAGO – CHILE

2006

AGRADECIMIENTOS

Este estudio fue financiado por la International Foundation for Science (IFS), Estocolmo, Suecia, a través de una beca a Cristián F. Estades El presente estudio estuvo incluido en el proyecto llamado: "Manejo de plantaciones de pino exótico para beneficiar las poblaciones animales en paisajes forestales fragmentados".

Además, se contó con la valiosa colaboración en material bibliográfico y acertados consejos, por parte de: Lutz Tischendorf perteneciente a Ottawa-Carleton Institute of Biology, Carleton University.- Canada; Michel Samways de University of Stellenbosch.- Sudáfrica; Audrey Grez de la Universidad de Chile y Mario Elgueta del Museo Nacional de Historia Natural de Chile.

Profesionalmente me gustaría agradecer el apoyo moral y docente de: Cristian Estades, mi profesor guía, quien con su forma de ser me mostró que es tiempo de creer en mis capacidades y que esto se puede compatibilizar con el respeto y la humildad hacia las personas; Jorge Tomasevic, una gran persona que me ayudó en los momentos de mayor flaqueza, y que con sus cocimientos colaboró en el refinamiento de la presente memoria; Martin, Mary y todas las personas del Laboratorio de Ecología de Vida Silvestre por su colaboración y calidez en toda la etapa de muestreo; Amanda Huerta, profesora colaboradora que siempre estuvo presente cuando solicité su ayuda; y a Adelina Manríquez, profesora de la Facultad que creyó en mí como Ingeniero y quien me ha enseñado ha desenvolverme como profesional.

Personalmente quiero agradecer especialmente a una de las mujeres que más ha marcado mi vida: Gabriela Luna, quien me muestra cada día que la vida si puede ser vista con amor y unión. Importantes puntales de mi vida en esta etapa han sido mi madre y mi hermano, quienes con su presencia silenciosa pero atenta, siempre me han mostrado su apoyo y cariño. Finalmente, quiero agradecer a Pamela por su colaboración en la etapa de traducción del resumen, y a Martina por entregarle una lucecita de alegría a nuestras vidas.

Por último no puedo dejar de mencionar el incondicional apoyo de Dios durante toda esta etapa de formación, quien a través de la naturaleza, las abejas, ángeles y otros tantos seres, me han mostrado lo duro que hay que trabajar en la vida pero que al final tiene una gran recompensa: el goce de vivir con amor.

ÍNDICE

| | Pág. |
|--|-----------|
| 1. INTRODUCCIÓN | 9 |
| 2. REVISIÓN BIBLIOGRÁFICA..... | 10 |
| 2.1. Fragmentación del paisaje..... | 10 |
| 2.2. Efecto de las barreras sobre el movimiento de organismos..... | 11 |
| 2.3. Descripción de caminos y desechos forestales..... | 11 |
| 2.4. Formas de medición de los efectos de la fragmentación y/o barreras | 12 |
| 2.5. <i>P. extenuatus</i> como sujeto de estudio..... | 12 |
| 3. MATERIAL Y MÉTODO..... | 13 |
| 3.1. Antecedentes del insecto en estudio..... | 13 |
| 3.2. Área de estudio..... | 14 |
| 3.3. Estudio de campo | 15 |
| 3.3.1. <i>Diseño experimental</i> | 15 |
| 3.3.2. <i>Supuestos y consideraciones</i> | 17 |
| 3.4. Análisis de los datos | 17 |
| 3.4.1. <i>Análisis estadístico</i> | 19 |
| 4. RESULTADOS | 20 |
| 4.1. Tasa de captura por unidad de esfuerzo | 20 |
| 4.2. Capturas totales..... | 20 |
| 4.3. Recapturas por categoría de distancia recorrida..... | 22 |
| 4.4. Efecto de los caminos y desechos forestales sobre el movimiento del carábido..... | 23 |
| 5. DISCUSION | 25 |
| 5.1. Influencia estacional sobre la actividad de <i>P.extenuatus</i> | 25 |
| 5.2. Cruce de barreras..... | 25 |
| 5.3. Las barreras en plantaciones forestales..... | 26 |

| | |
|--|-----------|
| 5.4. Rol de las plantaciones forestales como hábitat para la fauna y alcances del estudio | 27 |
| 5.5. Recomendaciones para futuras investigaciones | 28 |
| 6. CONCLUSIÓN | 30 |
| 7. BIBLIOGRAFÍA | 31 |
| 8. APÉNDICES | 36 |
| 8.1. Coordenadas UTM de cada grilla muestreada | 36 |
| 8.2. Composición vegetacional de las grillas y estimación de la densidad vegetacional de las especies presente en ellas..... | 36 |
| 8.3. Cobertura arbórea por especie..... | 37 |

ÍNDICE DE CUADROS

| | |
|---|----|
| Cuadro 1. Individuos marcados, liberados y recapturados durante el experimento por cada repetición de los dos tratamientos. | 21 |
| Cuadro 2. Frecuencias totales de recapturas de insectos respecto al cruce o no de los caminos o fajas de desechos forestales.entre el 14 y 28 de octubre de 2004, y entre el 24 y 28 junio de 2005 (se consideran las recapturas en el mismo nodo) ² | 21 |
| Cuadro 3: Prueba Chi cuadrado (χ^2) de los individuos que cruzaron o no una barrera. | 23 |
| Cuadro 4. Prueba Chi cuadrado (χ^2) por categoría de distancia recorrida de los individuos que cruzaron o no una barrera, comparado con los datos del modelo de simulación del movimiento de insectos utilizados en este estudio. | 24 |
| Cuadro 5: Resultados para la construcción del intervalo de confianza Chi – cuadrado de los individuos observados que cruzaron las fajas en octubre, comparados con los valores esperados. | 24 |

ÍNDICE DE FIGURAS

| | |
|---|----|
| Figura 1. Dos individuos de <i>P.extenuatus</i> | 13 |
| Figura 2: Mapa de ubicación general de la localización del estudio (Ministerio de Obras Publicas, 2006). | 14 |
| Figura 3. Esquema de una grilla de 24m X 24m. Está constituida por 16 conjuntos de trampas (conjunto de tres puntos negros)..... | 15 |
| Figura 4. Patrón de movimiento esperado del insecto en estudio..... | 17 |
| Figura 5. Distribución de los individuos que cruzaron o no una barrera, según el modelo de simulación del movimiento de insectos..... | 18 |
| Figura 6. Tasa de captura por unidad de esfuerzo para época de medición (número de trampas colocadas al comienzo de cada época de muestreo). | 20 |
| Figura 7. Número de individuos recapturados en experimento de movimiento..... | 22 |

RESUMEN

La fragmentación del hábitat es un proceso de pérdida de superficie de un hábitat originalmente continuo, generando un gran número de remanentes de menor tamaño aislados entre sí. Este fenómeno puede afectar directa y/o indirectamente a la flora y fauna asociada a dicho paisaje. Los bosques naturales de la Cordillera de la Costa de Chile centro sur, han sido severamente fragmentados, quedando menos de un 10% de superficie original en un paisaje dominado por las plantaciones de *Pinus radiata* (D. Don). Es común que en los paisajes forestales industriales se encuentren caminos y fajas de desechos del manejo forestal. Estos pueden ser un serio problema para los más pequeños invertebrados con bajos rangos de dispersión, como los caracoles e insectos sin alas. Con la finalidad de medir el efecto de estos elementos sobre el movimiento del escarabajo *Parhypates (Eutamys) extenuatus*, durante octubre de 2004 y junio de 2005 se realizó un experimento de captura-recaptura en grillas con trampas "pitfall", divididas por una barrera que consistió en un camino o por una faja de desechos forestales. En total se capturaron 2.185 individuos, de los cuales 379 fueron recapturados (69,9% durante junio). Durante el mes de octubre ocurrió la mayor tasa de cruce de ambas barreras. Sólo las fajas en junio actuaron significativamente como una barrera al movimiento del escarabajo. Por otro lado, sólo para octubre, las fajas alteraron notoriamente la distribución de las distancias recorridas por los individuos de *P.extenuatus*, pero con baja significancia estadística.

Palabras clave: movimiento, carábido, caminos forestales, residuos forestales, barreras.

SUMMARY

The habitat fragmentation is a surface loss process of an originally continuous habitat, generating a large number of remnants of minor size kept off among themselves. This phenomenon can affect direct or indirectly the flora and fauna associated to the aforementioned landscape. The natural forests of the Chilean southern center Mountain Range Coast, have been severely fragmented, remaining less than 10% of the original surface in a landscape that is dominated by *Pinus radiata* (D. Don) plantations. It is common to find roads and forest slash belts on the industrial forest plantations landscapes; that can be a serious problem for the smallest invertebrates with low ranges of dispersion, like the snails and wingless insects. With the purpose of measuring the effect of these elements on the beetle's movement *Parhypates (Eutamys) extenuatus*, during October 2004 and June 2005, it has been realized an experiment of capture and recaptures over grids with pitfall traps, divided by a road or a forest slash belt. In sum, there had been captured 2,185 individuals, of which 379 were recaptured (69.9% in June). The bigger crossing rate of both barriers happened during October. In June, the forest slash belt had influenced significantly acting like a barrier on the beetle's movement. However, only in October, the forest slash belts highly altered the travelled distance distribution of *P. extenuatus*, but with a low statistical significance.

Keywords: Movement, beetle, forest road, forest slash, barrier.

1. INTRODUCCIÓN

En el paisaje se producen diversos procesos espaciales, dentro de los cuales se encuentra la fragmentación de los ecosistemas. Este proceso se entiende como la ruptura de la continuidad del hábitat formando fragmentos que quedan separados entre sí (Saunders et al. 1991; Fahrig y Merriam, 1994; Forman, 1995a y 1995b; Fahrig, 1997; Fahrig, 1998; Young y Jarvis, 2001; Goodwin y Fahrig, 2002a). La fragmentación es causada tanto por procesos naturales (e.g. incendios, inundaciones y aluviones), como también por actividades humanas (e.g. la construcción de caminos, el madereo, la urbanización, entre otros).

En términos generales, los principales efectos de la fragmentación en el paisaje son alteraciones de: (1) tamaño y número de parches y (2) conectividad. En paisajes más fragmentados se espera un gran número de pequeños parches-hábitat, los que podrían afectar la extinción de las especies animales y/o vegetales por la pérdida de hábitat. La conectividad del paisaje, entendida como la forma en que el paisaje facilita o dificulta el movimiento de organismos (Tischendorf y Fahrig, 2000a), va a depender tanto de la configuración de los elementos del paisaje existente (matriz-corredor-parche), como de la capacidad de movimiento de los organismos que viven en él. Situaciones de baja conectividad, pueden influenciar negativamente en el intercambio genético entre poblaciones, lo que sumado a su propia dinámica demográfica también puede resultar en la extinción de especies (Fahrig y Merriam, 1994; Forman, 1995a; Fahrig, 1997; Barbosa y Marquet, 2002).

Algunos elementos del paisaje pueden actuar como barreras para el movimiento de los organismos, generando consecuencias similares al de la fragmentación de un gran paisaje (Rosenberg et al. 1997; Beier y Noss, 1998). Esto ocurre, por ejemplo, mediante la construcción de caminos, cercos y otras barreras, incluso naturales (Merriam et al. 1989; Forman, 1995a; Sieving y Willson, 1996; Forman y Alexander, 1998).

Según Elias (2001), los caminos forestales son incuestionablemente la característica más problemática de las operaciones forestales. Los principales problemas son: la erosión del suelo y los posibles impactos negativos sobre el hábitat silvestre en el cual se construyen, por ejemplo a través del cambio de las condiciones del hábitat para las especies que viven en el área de construcción.

A pesar de un gran número de investigaciones realizadas sobre el movimiento de insectos, pocos se han focalizado en el efecto barrera de los desechos forestales sobre él, dentro de plantaciones forestales. El desconocimiento de tal efecto limita la capacidad de dimensionar el impacto de las actividades forestales sobre las poblaciones de insectos.

El principal objetivo de este estudio fue cuantificar el efecto de los caminos forestales y residuos forestales dispuestos en forma lineal, sobre el movimiento del carábido *Parhyptes (Eutamys) extenuatus* en plantaciones de Pino insignis (*P.radiata*) de la Cordillera de la Costa de la Región del Maule. Para esto se consideraron los siguientes objetivos específicos: (1) Cuantificar el movimiento de individuos de *P.extenuatus* en y entre los lados opuestos al camino forestal y (2) Cuantificar el movimiento de individuos de *P.extenuatus* en y entre los lados opuestos a los desechos forestales dispuestos en forma lineal. Para estos efectos se consideró la hipótesis: "Los caminos y desechos forestales lineales, afectan el movimiento de *P.extenuatus*". De este modo, se pretendió

explorar potenciales efectos del manejo forestal en la entomofauna que habita en los suelos de las plantaciones.

2. REVISIÓN BIBLIOGRÁFICA

2.1. Fragmentación del paisaje

Un paisaje fragmentado está compuesto por una serie de parches de vegetación remanente rodeada por una matriz de diferente vegetación y/o uso (Saunders et al. 1991; Bustamante y Grez, 1995), lo cual puede generar alteraciones sobre el paisaje. Los efectos elementales de la fragmentación son: (1) Alteración del microclima dentro y alrededor del remanente, y (2) disminución del tamaño y aislamiento de cada parche. Los primeros tienen relación directamente con la diferencia de los flujos de radiación, agua y viento que afectan en forma diferente a un paisaje fragmentado y a uno que no lo es, generando los efectos “de borde” en el fragmento, y por lo tanto, beneficiando a las especies que viven en estas nuevas condiciones y perjudicando a las que viven al interior de los parches (Saunders et al. 1991). El segundo grupo de efectos tiene una influencia más directa sobre la fauna. Por una parte, hay una reducción en el área total del hábitat disponible, con un posible incremento temporal de la densidad de la fauna sobreviviente en los parches remanentes, y por otra, el hábitat que es dejado es particionado en fragmentos que están aislados en diferentes grados (Saunders et al. 1991; Fahrig y Merriam, 1994; Fahrig, 1997; Fahrig, 1998; Goodwin y Fahrig, 2002a). Aparte del tamaño de los parches, otros factores determinantes en la respuesta de la biota a la fragmentación son: la forma, el tiempo desde el aislamiento, la distancia entre los remanentes y su grado de conectividad, principalmente (Saunders, et al. 1991; Fahrig y Merriam, 1994; Bustamante y Grez, 1995; Fahrig, 1997).

Por lo general, las subpoblaciones que pueden quedar en estos nuevos pequeños parches tienen una mayor probabilidad de extinción, dado que se producen los problemas de disminución de variabilidad genética, como por ejemplo: crisis de endogamia, crisis de monogamia y disminución de la flexibilidad evolutiva (Forman, 1995a). Los dos primeros problemas generan una descendencia débil o estéril y el tercer problema genera una disminución en la habilidad de las especies para adaptarse al cambio de las condiciones ambientales.

Las subpoblaciones de una metapoblación están conectadas por la dispersión de los individuos y la conectividad del paisaje. En el primer concepto se refiere a la persistencia de las subpoblaciones depende de que los individuos puedan efectivamente trasladarse entre parches de hábitat (Levins, 1969). El segundo concepto se refiere al grado para el cual el paisaje facilita o impide el movimiento de individuos entre parches. Existen dos tipos de conectividad de un paisaje: estructural y funcional. La conectividad estructural está relacionada a la contigüidad de parches que permiten o dificultan parcialmente el movimiento de organismos. La conectividad funcional se refiere al movimiento intrínseco de un individuo, sin que necesariamente estén contiguos los parches (Tischendorf y Fahrig, 2000a y 2000b; Goodwin y Fahrig, 2002a). Este último concepto puede ser aplicado a las poblaciones de organismos que están en paisajes fragmentados.

2.2. Efecto de las barreras sobre el movimiento de organismos

La fragmentación crea barreras para la dispersión, y puede tener efectos a altos niveles organizacionales como poblaciones y/o comunidades. Cada tipo de organismo responde de manera diferente a la fragmentación; por ejemplo, Wolff et al. (1997) encontraron que la fragmentación del hábitat reduce los movimientos del ratón de campo (*Microtus canicaudus*). En otro estudio donde fue usado el escarabajo dorado (*Trirhabda borealis* Blake), la estructura espacial del hábitat influyó significativamente en la conectividad del paisaje (Goodwin y Fahrig, 2002a).

Mader et al. (1990) midieron el efecto de tres tipos de caminos en el movimiento de artrópodos. Este estudio señaló que los caminos de tierra no tienen un efecto significativo en el movimiento de los artrópodos. En cambio, los caminos pavimentados y con grava estimularon el movimiento longitudinal y redujeron la tasa de cruce del camino. En paisajes agrícolas modernos la densidad de los caminos pavimentados está aumentando, de manera que tales infraestructuras lineales pueden obstaculizar la dispersión de los artrópodos forrajeadores terrestres y reducir la tasa de inmigración a los parches aislados de los hábitats naturales y semi-naturales. Por otro lado, en un paisaje forestal, Merriam et al. (1989) estudiaron los movimientos del ratón de pie blanco (*Peromyscus leucopus*), encontrando que la tasa de cruce de los caminos fue muy baja. Sin embargo, los movimientos adyacentes a los caminos fueron frecuentes. En otro estudio, Carr y Fahrig (2000) cuantificaron el efecto del tráfico carretero sobre dos especies de anfibios de diferente movilidad, sugiriendo que la mortalidad por tráfico provoca disminuciones poblacionales y que las especies con mayor movilidad pueden ser más vulnerables al atropello, respecto a las especies menos móviles.

2.3. Descripción de caminos y desechos forestales

Forman y Alexander (1998) argumentan que el ancho del camino y la densidad de tráfico son los efectos barrera de los caminos más determinantes, y que el tipo de carpeta del camino (asfalto o concreto versus grava o suelo) tiene un efecto menor. Caminos más permeables reducen el daño demográfico, pero aumentan el riesgo de atropellos. Al contrario, se reducen los atropellos aumentando el efecto barrera de los caminos, pero se acentúan los problemas de aislamiento de las poblaciones. Probablemente esto último afecta a más especies, extendiéndose sobre un área de tierra más amplia que los efectos de los atropellos o la evasión de los caminos. Por lo tanto, "caminos perforados" (túneles o pasos sobre nivel, facilitan el cruce de los caminos para los organismos) pueden disminuir los efectos de tales barreras.

Según Manitoba Conservation (2005), los caminos forestales en los cuales se realizan labores de extracción de madera pueden ser clasificados de la siguiente manera:

Caminos primarios. Se refiere a todos aquellos que permiten el acceso general al bosque. Su uso es permanente.

Caminos secundarios. Se refiere a aquellos utilizados para acceder y trabajar en las zonas de operación forestal. Su duración es de tres o más años.

Caminos terciarios: Se refiere a aquellos utilizados para acceder y trabajar dentro de los bloques de cosecha. Su duración es de poco tiempo.

La mayor parte de la erosión del suelo resultante de las operaciones forestales puede ser atribuida directamente a los caminos, a menudo debido a la formación de grietas o de inadecuadas prácticas de mantenimiento. Sin embargo, los caminos forestales son esenciales para asegurar un soporte estable de la madera que se deja sobre el terreno y para facilitar las faenas forestales (e.g. tratamientos silviculturales, protección forestal, monitoreo y control de la actividad forestal) (Elías, 2001).

El creciente uso del ordenamiento de residuos de cosecha forestal puede generar otro efecto barrera para algunos organismos, situación que prácticamente no ha sido investigada. Si bien, los trabajos de Hossain et al. (2000a y 2000b) no tienen que ver con la medición directa del movimiento de algún insecto, dan una referencia de cómo las bandas no cosechadas de alfalfa son de utilidad para los artrópodos respecto a la obtención de recursos alimenticios, mejores condiciones físicas de vida y refugio.

2.4. Formas de medición de los efectos de la fragmentación y/o barreras

Varios estudios han cuantificado los efectos de la fragmentación del paisaje sobre la dispersión de individuos, principalmente por medio de la simulación (McGarigal y Marks, 1995; Tischendorf, 1997; Fahrig, 1998; Fahrig, 2001; Tischendorf, 2001; Söndgerath y Schöder, 2002). Sin embargo, los estudios empíricos reflejan con mayor fidelidad las variaciones del medioambiente, ya que por ejemplo, muchas simulaciones suponen que el movimiento frecuente de los organismos es aleatorio, fenómeno que no siempre es así (Travis y French, 2000). Estas mismas metodologías pueden ser utilizadas en la cuantificación del efecto de barreras al movimiento de organismos.

2.5. *P. extenuatus* como sujeto de estudio

La especie estudiada fue utilizada por cinco motivos. Primero, los insectos tienen un alto potencial como bioindicadores del cambio y degradación del hábitat, usualmente asociado a la fragmentación (Samways, 1989; Barbosa y Marquet, 2002). Segundo, pueden ser parte de la alimentación base de muchos otros seres vivos en la cadena trófica, como por ejemplo para aves y anfibios (Haskell, 2000; Hunter, 2002). Tercero, en particular los escarabajos carábidos pueden ser controladores de plagas y son buenos indicadores de la biodiversidad regional (Murrell y Law, 2000). Cuarto, esta especie de escarabajo se encuentra en una zona de bosques templados, de los cuales a nivel mundial un 5% está en el hemisferio sur (Arroyo et al., 1999). Quinto, las altas tasas de captura y recaptura de este insecto (en comparación con otros), obtenidas en una etapa preliminar permitieron contar con material suficiente para realizar esta investigación. Este trabajo se realizó a nivel del micropaisaje (Wiens y Milne, 1989; Roslin, 2000; Goodwin y Fahrig, 2002a; Gunnarsson et al., 2004).

3. MATERIAL Y MÉTODO

3.1. Antecedentes del insecto en estudio

Siguiendo la clave de identificación de Roig-Juñent y Domínguez (2001), la especie en estudio fue *P.extenuatus* (Fig.1), perteneciente a la familia Carabidae. La identificación se verificó mediante comparación con ejemplares del Museo de Historia Natural de Chile (Sección Entomología).

La familia Carabidae es especialmente diversa en ecosistemas húmedos, contrario a lo que sucede en ambientes templados áridos (Reichardt 1977). No obstante su gran diversidad, su distribución ha sido poco estudiada. De acuerdo a Roig-Juñent y Domínguez (2001), los carábidos poseen un tamaño corporal desde 1 a 70 mm, presentando los adultos una amplia gama de sistemas químicos de defensa, y pueden además ser predadores tanto fitófagos como carnívoros (Elgueta y Arriagada, 1989).

Roig-Juñent y Domínguez (2001) señalan que el género *Parhypates*, se distribuye en la parte austral en América del Sur. En Chile está presente desde la Araucanía hasta Magallanes. Sin embargo, al realizar el presente estudio, se detectó que la especie *P.extenuatus* está presente también en la región del Maule. Hasta el momento de la publicación de este documento, ésta es la distribución más septentrional descrita para esta especie bajo las condiciones mencionadas en este estudio.

P.extenuatus pertenecería al grupo ecológico de los geófilos (obs. pers.). Este grupo se caracteriza porque los individuos viven en el suelo sin necesariamente estar asociados al agua, pudiendo constituir elementos de la macrofauna del suelo, endógeos o cavernícolas (Roig-Juñent y Domínguez 2001). El comportamiento observado en terreno coincide con esta descripción, pues se comprobó que este insecto puede encontrarse en la hojarasca y suelo del bosque, prefiriendo no moverse en la superficie del suelo forestal durante el día. Cuando los insectos eran liberados, éstos se escondían rápidamente debajo de la hojarasca, evitando la luz solar (obs. pers.). Durante las épocas de medición, el insecto exhibió un comportamiento exclusivamente terrestre. Se estima que este escarabajo tiene una longitud de 10 a 15 mm y hasta 5 mm de ancho, con una forma del cuerpo convexa y de color negro (obs.pers.).



Figura 1. Dos individuos de *P.extenuatus*.

3.2. Área de estudio

El área de estudio se ubica en el Centro Experimental Dr. Justo Pastor León, Predio Pantanillos de la Facultad de Ciencias Forestales de la Universidad de Chile, ubicada en la zona costera de la VII Región en Chile central, aproximadamente a 25 km. de Constitución (Fig. 2). Originalmente esta zona estaba cubierta por bosques deciduos de Hualo (*Nothofagus glauca*) (Gajardo, 1994), pero en la actualidad está dominada por plantaciones de *P.radiata* (76% aproximadamente) con escasos fragmentos de bosque nativo, concentrados principalmente en las quebradas (Estades y Temple, 1999)

Las parcelas experimentales fueron ubicadas en plantaciones forestales de *P.radiata* adultas (24 años de edad), con un distanciamiento promedio de 4m x 4m entre los individuos podados hasta 6 metros y con 2 raleos. El sotobosque se caracterizó por la presencia de especies leñosas pertenecientes al bosque Maulino, entre las que se cuentan: *Azara integrifolia* R. et P., *Gochnatia fascicularis* Don (Compos.), *Lithraea caustica* Hook. et Arn., *Luma apiculata* (DC) Burret, *Nothofagus glauca* (Phil.) Krasser y *Ugni molinae* Turcz. En general, la especie dominante fue *G.fascicularis*, (Apéndice 8.2 y 8.3). Se estima que hay 6.391 plantas/hectárea promedio y una cobertura vegetal de especies leñosas del orden del 19%.

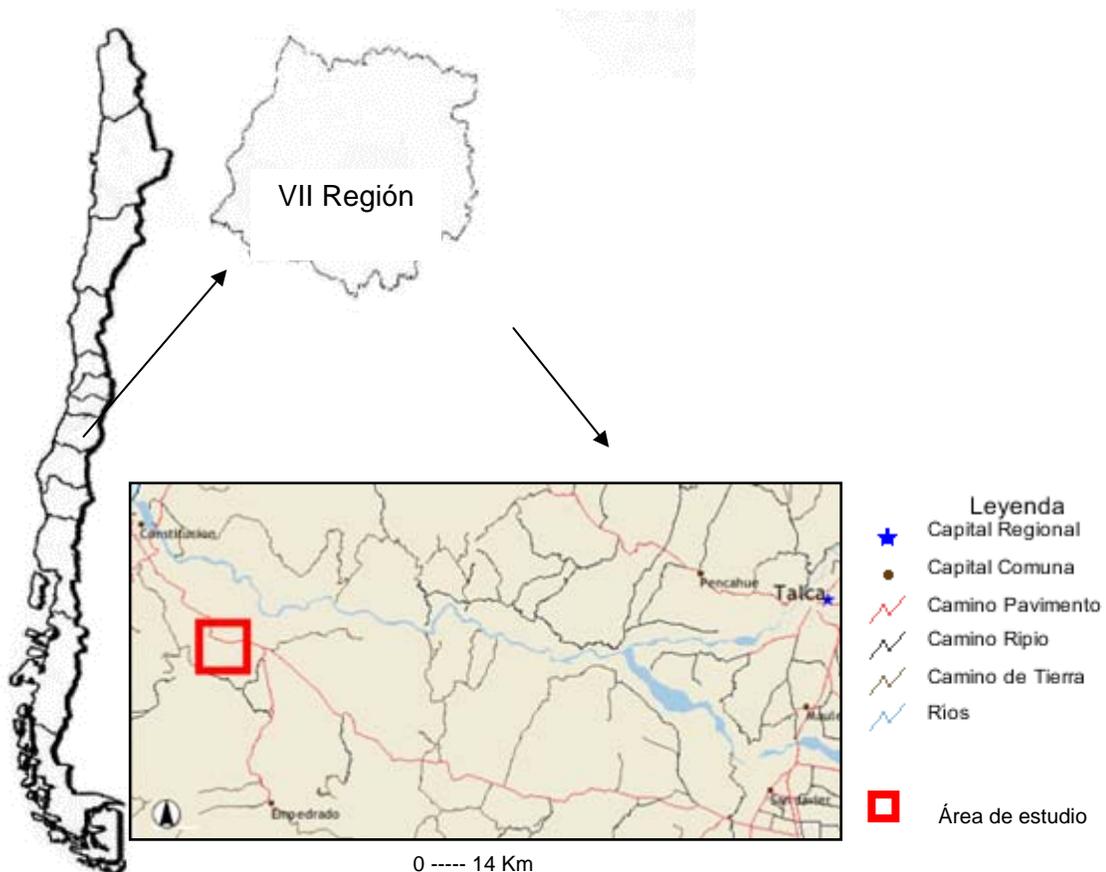


Figura 2: Mapa de ubicación general de la localización del estudio (Ministerio de Obras Publicas, 2006).

El tratamiento silvícola que se ha utilizado históricamente para la explotación forestal de *P.radiata* en el área de estudio, es el de tala rasa parcial. Según Vita (1996), los desechos de las actividades de explotación de este tratamiento, pueden ser dejados y distribuidos de manera de cubrir toda la área explotada o pueden ser dispuestos en fajas.

3.3. Estudio de campo

3.3.1. Diseño experimental

Para la realización del estudio, se establecieron parcelas conformadas por una grilla cuadrada de 24 m x 24 m, bisectada por una potencial barrera (faja de desechos forestales o camino). Cada grilla estuvo constituida por 16 conjuntos de tres trampas, los cuales estaban dispuestos a una distancia de 8 metros entre sí (Fig.3). Estas trampas se instalaron con el objeto de capturar y recapturar los individuos que se movieron en el área.

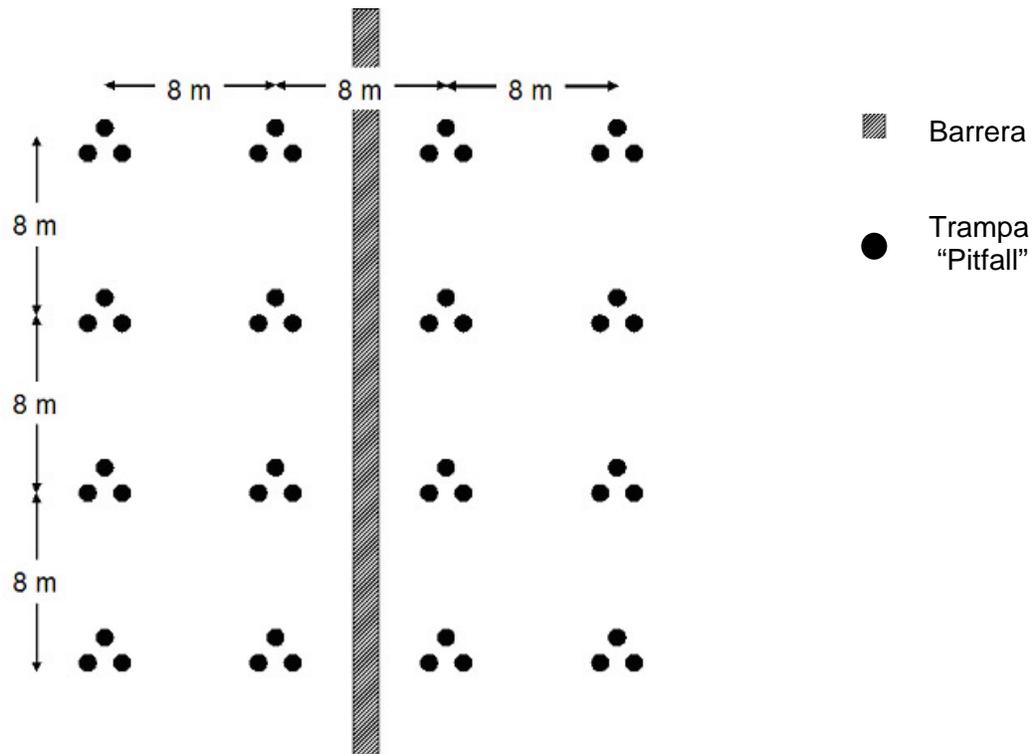


Figura 3. Esquema de una grilla de 24m X 24m. Está constituida por 16 conjuntos de trampas (conjunto de tres puntos negros).

Las trampas utilizadas para la captura y recaptura de los insectos en el experimento fueron del tipo "pit-fall". Cada trampa consiste en un pote plástico seco de unos 10 cm de diámetro y 12 cm de altura enterrado con la abertura a nivel del suelo u hojarasca,

dejando el contorno similar a la situación original, de manera de minimizar su interferencia en el normal movimiento de los individuos y permitir la caída de los insectos al interior de la trampa. Cada pote fue perforado en el fondo para evitar que el agua se acumulara en su interior producto del rocío o de las lluvias poniendo en riesgo la vida de los insectos. Los orificios fueron suficientemente pequeños para evitar la salida de individuos del pote. No se utilizaron cebos en las trampas para atraer a los insectos.

Los individuos fueron marcados según el lugar de la primera captura. Este método no permite la identificación individual. Éste fue realizado pintando sobre uno de los dos élitros, una diminuta porción de esmalte en una posición específica, a base de la elaboración de un código mezclando colores y posición de marca (Walker, 1996; Roslin, 2000). Se usó el marcaje con pintura, de manera de disminuir las alteraciones físicas sobre el cuerpo del insecto (Piper, 2003), y que posiblemente puedan alterar su comportamiento. Después de ser marcados, los individuos fueron liberados a una distancia de 1 metro respecto al conjunto de trampas donde fueron encontrados.

Dos tipos de potenciales barreras al movimiento fueron probadas: caminos forestales secundarios y desechos forestales. Se usaron caminos de tierra y sin ripio en la superficie, de un ancho aproximado de cuatro metros. Las líneas de desechos forestales se construyeron agrupando desechos de poda y raleo (principalmente ramas) dispuestos de manera lineal con 30 m de largo y 1 m de ancho. Estos materiales fueron extraídos desde fuera de la grilla para minimizar las alteraciones del micro paisaje dentro de la zona experimental (para detalle de la ubicación de las grillas, ver Apéndice 8.1).

El experimento se llevó a cabo durante cuatro noches consecutivas, con revisiones durante la mañana siguiente. El primer día sólo se hicieron las capturas y el marcaje, y en los tres días posteriores se realizaron además las capturas (individuos no marcados) y recapturas (individuos ya marcados), registrando el origen de los individuos recapturados. De la información de las capturas y recapturas se obtuvieron datos de los movimientos de los individuos.

Los experimentos se realizaron entre el 14 y 28 de octubre de 2004, y entre el 24 y 28 de junio de 2005. Además, se hicieron dos campañas más de muestreo durante el mes de noviembre de 2004 y enero de 2005; sin embargo, por las bajas capturas alcanzadas del insecto de interés para este estudio, los datos de estas dos últimas campañas fueron descartados (Fig. 6). Cada tratamiento incluido dentro de las campañas de muestreo fue replicado tres veces, es decir, se establecieron tres grillas para la condición de camino y tres para la condición de faja.

Los sitios de muestreo fueron escogidos en forma semi-aleatoria, al menos a 150 m del límite de la plantación para evitar posibles “efectos borde” que generalmente no afecta más de los primeros 50 metros (Murcia, 1995). En cada sitio se realizó un experimento piloto para determinar el nivel de capturas. Los experimentos definitivos fueron realizados en los sitios que registraron los más altos niveles de capturas y recapturas. En la sección de resultados sólo se presentaron los sitios seleccionados.

Además en cada temporada se calculó una tasa de captura por unidad de esfuerzo, la cual fue obtenida dividiendo el número de individuos capturados el primer día por la cantidad total de trampas colocadas en cada época de muestreo (288).

3.3.2. Supuestos y consideraciones

La distancia y dirección de los movimientos se determinaron asumiendo una trayectoria lineal entre la trampa de origen y la trampa de destino. Esto fue considerado para la construcción y ejecución del modelo de simulación del movimiento del escarabajo.

Si bien las trampas permanecieron abiertas durante el día, se supuso que no hubo caídas de insectos en ellas durante este período. Esto se soporta en que la especie en estudio presenta escasa actividad diurna. Para corroborar esto, se hicieron visitas al alba, durante el día y al atardecer, sin contabilizar la captura de algún individuo. Estas suposiciones concordaron con los datos obtenidos por Riecken y Raths (1996) para otras especies de escarabajos. Estas consideraciones fueron incluidas por dos motivos: (1) Se necesitaba determinar el tiempo final de ejecución del modelo de simulación, el cual se estipuló en 8,33 horas que correspondió aproximadamente a la actividad nocturna del escarabajo y (2) el escarabajo al desplazarse sobre la superficie del terreno en la noche, se supuso que los individuos que eran liberados al terreno durante la etapa de marcaje, sólo penetraban y desplazaban a través de la hojarasca para esconderse de la luz solar. Por lo tanto, no podrían volver a caer durante el día a las trampas desde las cuales fueron capturados y/o recapturados.

3.4. Análisis de los datos

Para analizar el efecto de los caminos y fajas sobre el movimiento de los insectos, se compararon los patrones de movimiento observados de los individuos con los movimientos esperados si las barreras no existieran. La estimación de los movimientos esperados se realizó a través de una simulación. Primero, se ejecutó el modelo nulo sin la presencia de trampas y barreras, suponiendo que los individuos se movieron en dirección aleatoria. La Figura 4 muestra el patrón de movimiento esperado de los individuos, a través de la distribución esperada de distancias recorridas por los insectos simulados. Luego, se construyó un modelo de simulación de movimiento de insectos en un sistema análogo al experimento de terreno, es decir, con trampas pero sin barrera.

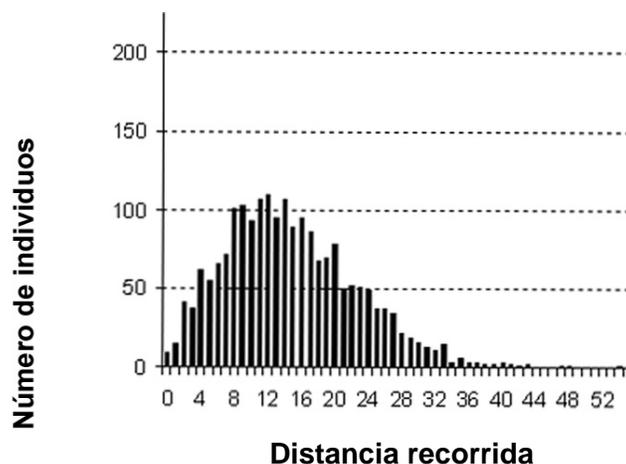


Figura 4. Patrón de movimiento esperado del insecto en estudio.

La simulación se realizó con 9.581 individuos, los cuales realizaron 3.000 pasos, de 10 segundos cada uno. El tiempo simulado fue de 8,33 horas, que correspondería al tiempo aproximado de movimiento potencial de un insecto durante una noche, es decir un período de captura. En cada paso, el insecto se movió aleatoriamente (“random walk”) un píxel, equivalente a un cuadrado de 16 cm de lado. Esto da una tasa de movimiento de 1,6 cm/seg¹, que se aproxima a lo observado en terreno. Dado que se estableció una grilla de trampas virtuales con las mismas condiciones del experimento, se registró como “capturado” a cada individuo cuyas coordenadas coincidían con las de una trampa. El modelo consideró que si un individuo fue capturado no continuó su movimiento.

Con el fin de determinar la frecuencia esperada de movimientos entre y dentro de las dos mitades de la grilla (sub-grillas de 2 x 4 conjuntos de trampas a cada costado de la barrera), se registraron de forma separada los movimientos de insectos simulados que resultaron en el cruce de la barrera y que no. Así, se obtuvo la distribución de frecuencias de recapturas esperadas en el caso de un movimiento isotrópico. La Figura 5 muestra la distribución de movimientos de diferentes distancias que resultaron del cruce o no de la barrera virtual. Esta distribución de las frecuencias de distancias recorridas para los individuos que cruzaron y no la barrera, fue usada posteriormente para determinar los movimientos esperados en ausencia de alguna barrera.

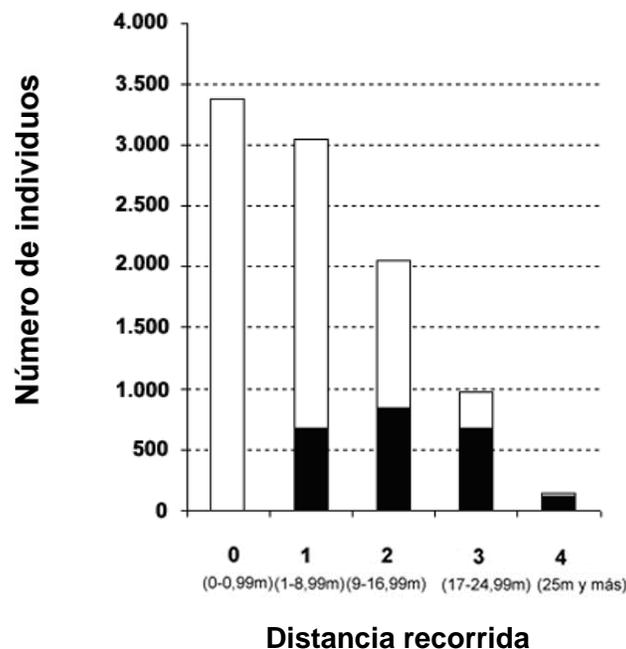


Figura 5. Distribución de los individuos que cruzaron o no una barrera, según el modelo de simulación del movimiento de insectos. El negro representa los individuos que cruzaron la barrera, mientras que el blanco los que no la cruzaron. El número de individuos que no cruzan la barrera en la categoría cuatro es muy bajo.

¹ Esta tasa fue calculada, considerando que el tiempo promedio que se demoraron los escarabajos en recorrer 16 centímetros en línea recta fue de 10 segundos. Se consideró aproximadamente el 5% de los individuos capturados para realizar esta medición. El dato de esta tasa fue utilizado para alimentar el modelo de simulación del movimiento del escarabajo.

La razón por la cual se prefirió la generación de un modelo nulo de movimiento en base a simulación, a un testigo donde se evaluará en terreno el movimiento de individuos reales en ausencia de barreras, se debe a la baja tasa de capturas de *P.extenuatus* en relación al esfuerzo de captura (Figura 6). Así, el error en la base de comparación (asociado a la varianza en las capturas en el testigo) reduce las probabilidades de detectar desviaciones de los patrones de movimiento en el experimento en relación al testigo. Por otra parte, la utilización de un modelo de tipo “random walk” como comparación parece adecuado a la luz de los resultados de experimentos de movimiento en otras especies de carábidos (Riecken y Raths, 1996; Charrier et al., 1997).

3.4.1. Análisis estadístico

Los movimientos esperados se compararon con los observados, por medio de las pruebas de Chi cuadrado (χ^2) (Canavos, 1999). Para esto, se unieron los datos de las tres repeticiones de cada tratamiento para cada periodo de réplica, debido al tamaño de la muestra. Específicamente esta prueba fue utilizada en dos sentidos. Primero, usando los movimientos totales (cruce y no cruce) para evaluar si las barreras afectan la tasa de movimiento. Segundo, usando los movimientos por categoría de distancia recorrida para evaluar si las barreras afectan la distribución de las distancias recorridas por dichos individuos. Para realizar este último análisis, fue necesario clasificar las distancias recorridas en cuatro rangos de distancia: de 1 a 8,9 m; de 9 a 16,9 m; de 17 a 24,9 m; y más de 25 m. Utilizando el software STATISTICA 5.5 se obtuvo el poder estadístico asociado al cálculo de los valores Chi-cuadrado, de manera de tener un indicador de la probabilidad de que las conclusiones que se lleguen a partir de estos resultados sean erróneas.

En los casos que existió un efecto significativo de las barreras sobre los movimientos de los individuos, se usó la metodología de Clyde et al. (1974) para determinar qué valores observados contribuyeron más al valor de Chi-cuadrado (χ^2) calculado.

4. RESULTADOS

4.1. Tasa de captura por unidad de esfuerzo

Las tasas de captura de *P.extenuatus* en diferentes épocas del año fueron muy distintas. La Figura 6 muestra las tasas de capturas por unidad de esfuerzo realizadas para cada época de muestreo. Dadas las considerables diferencias en la tasas de capturas, en el análisis de este estudio sólo se consideraron los datos obtenidos en las temporadas de octubre (2004) y junio (2005).

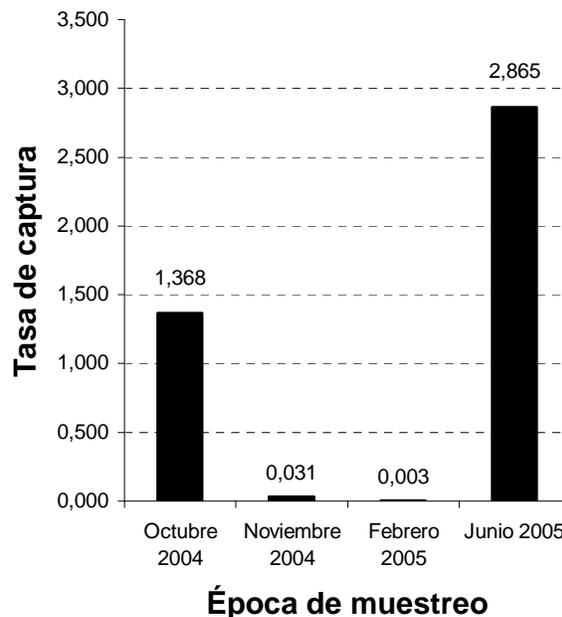


Figura 6. Tasa de captura por unidad de esfuerzo para época de medición (número de trampas colocadas al comienzo de cada época de muestreo).

El número total de trampas colocadas al inicio de cada época de muestreo fueron 288, definidas por los dos tratamientos, las tres repeticiones de cada uno de ellos y el número de trampas colocadas en cada grilla². El valor de la tasa para esta figura, fue solo calculada para el primer día de medición del experimento.

4.2. Capturas totales

La captura total fue de 2.561 individuos, de los cuales 376 correspondieron a recapturas. El Cuadro 1 muestra el detalle de las capturas y recapturas, por tipo de tratamiento, y época de réplica del experimento. Si bien la mayor cantidad de capturas se dio en junio, la mayor tasa de recaptura se obtuvo en octubre.

² Las mismas grillas fueron muestreadas en diferentes épocas.

Cuadro 1. Individuos marcados, liberados y recapturados durante el experimento³ por cada repetición de los dos tratamientos.

| N° de grilla | Tratamiento | Mes | | | | | |
|--------------|------------------|------------|------------|-------------|--------------|------------|-------------|
| | | Octubre | | | Junio | | |
| | | Captura | Recaptura | % Recaptura | Captura | Recaptura | % Recaptura |
| 1 | camino | 121 | 25 | 20,6 | 397 | 101 | 25,4 |
| 2 | camino | 97 | 15 | 15,5 | 277 | 54 | 19,5 |
| 3 | camino | 117 | 19 | 16,2 | 196 | 9 | 4,6 |
| | Sub total | 335 | 59 | 17,6 | 870 | 164 | 18,9 |
| 4 | faja | 32 | 12 | 37,5 | 92 | 4 | 4,3 |
| 5 | faja | 6 | 1 | 16,7 | 282 | 34 | 12,1 |
| 6 | faja | 116 | 41 | 35,3 | 452 | 61 | 13,5 |
| | Sub total | 154 | 54 | 35,1 | 826 | 99 | 12,0 |
| | Total | 489 | 113 | 23,1 | 1.696 | 263 | 15,5 |

Considerando los tratamientos por separado y ambos meses de medición, se puede observar que el número de individuos recapturados que cruzaron la barrera fue mayor en el tratamiento “camino” (Cuadro 2³). Por ejemplo, del total de los individuos recapturados por tratamiento, el 7,6 y 9,2% de ellos cruzaron los caminos y fajas respectivamente.

Si se considera los cruces en los dos diferentes periodos por separado, se observa que un 11,5% cruzó alguna barrera en octubre y un 6,8% cruzó en junio. Sin embargo observados a nivel de tratamiento por temporada, existe un incremento de la tasa de los individuos que cruzaron (tasa de cruce) los caminos entre octubre y junio. Para el caso de las fajas, esta tasa es constante, independiente de la época de medición.

Cuadro 2. Frecuencias totales de recapturas de insectos respecto al cruce o no de los caminos o fajas de desechos forestales entre el 14 y 28 de octubre de 2004, y entre el 24 y 28 junio de 2005 (se consideran las recapturas en el mismo nodo)³.

| Mes | Tratamiento | | | | | | Total |
|----------------|-------------|-------------|----------------|-----------|-------------|----------------|------------|
| | Camino | | | Faja | | | |
| | Cruzaron | No-Cruzaron | Sin movimiento | Cruzaron | No-Cruzaron | Sin movimiento | |
| Octubre (2004) | 6 | 13 | 40 | 7 | 17 | 30 | 113 |
| Junio (2005) | 11 | 35 | 118 | 7 | 35 | 57 | 263 |
| Total | 17 | 48 | 158 | 14 | 52 | 87 | 376 |

³ Para construir esta tabla se consideraron todas las recapturas, incluso los individuos que cayeron en la misma trampa al otro día de medición, considerados sin movimiento. Se incluyeron las capturas de los tres días de recapturas y marcaje.

4.3. Recapturas por categoría de distancia recorrida

La distancia promedio recorrida por los insectos fue de 11,28 ($\pm 5,23$) metros en octubre y de 10,84 ($\pm 4,5$) metros en junio. En la Figura 7 se observan dos tendencias. La primera se refiere a que la mayoría de los individuos recapturados no cruzaron la barrera. La segunda se refiere a que aquellos que se movieron principalmente recorrieron menos de ocho metros. Otra tendencia observable es que, en general, en el tratamiento de fajas existieron individuos que se movieron distancias mayores o igual a 25 metros, suceso que no ocurrió en el tratamiento de caminos.

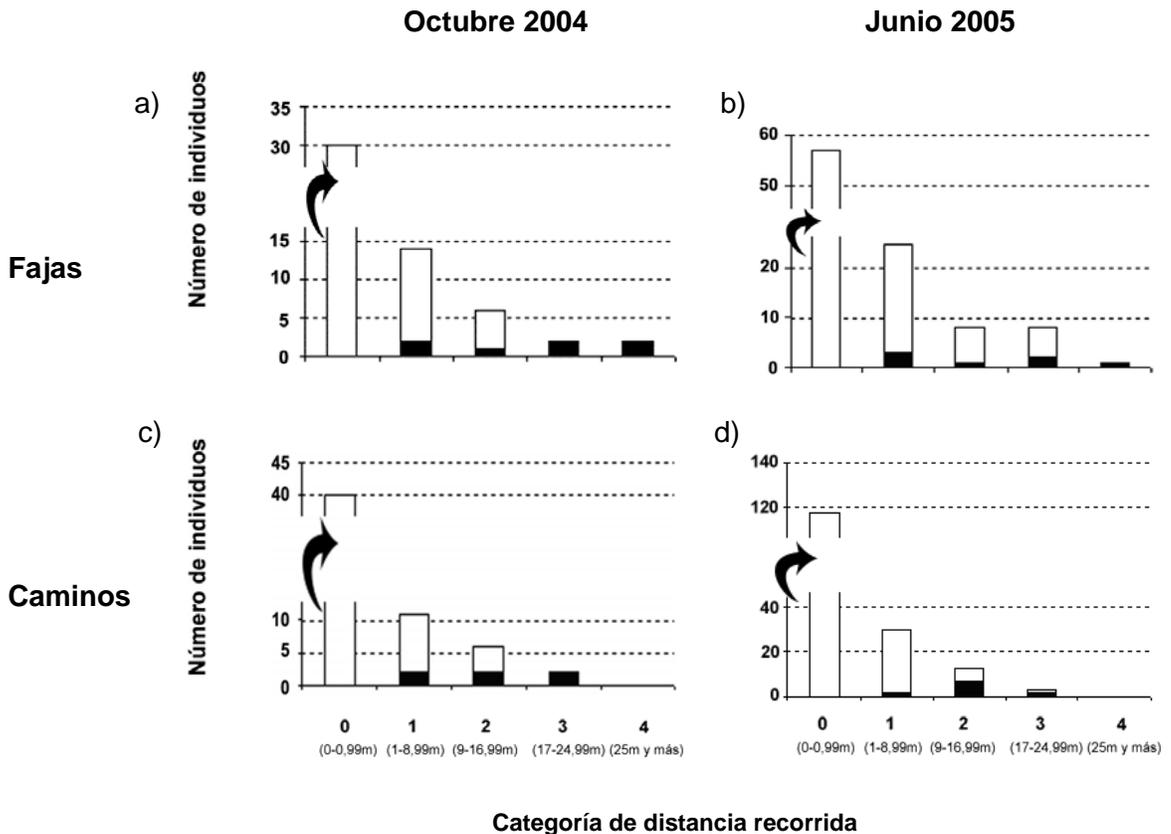


Figura 7. Número de individuos recapturados en experimento de movimiento.

Se muestran los experimentos separados con faja en a) octubre y b) junio; y en el experimento separado por camino en c) octubre y d) junio. Las barras negras representan el número de individuos que cruzaron la barrera, y las barras blancas a los individuos que no cruzaron la barrera⁴. Las flechas negras fueron utilizadas para indicar un aumento en la frecuencia de los insectos, tratando de que la fig. resalte los individuos que cruzaron la barrera.

⁴ Los individuos de la categoría 0 no son considerado como “movimientos efectivos”. Estos datos se incluyeron en el gráfico sólo de manera referencial.

4.4. Efecto de los caminos y desechos forestales sobre el movimiento del carábido

En el Cuadro 3, se muestran las frecuencias de los movimientos observados y esperados de los individuos que cruzaron los caminos y las fajas lineales de desechos forestales, con sus respectivos valores Chi cuadrado (χ^2) para cada tratamiento. No fueron considerados aquellos individuos que no se movieron, es decir, aquellos que fueron recapturados en la misma trampa en la cual fueron capturados.

En octubre, no se presenta un efecto significativo de ambas barreras sobre el movimiento del insecto en estudio. En cambio en junio, sólo el tratamiento de fajas tuvo un efecto significativo sobre el movimiento de los individuos que la cruzaron y que no lo hicieron, dado que el valor calculado Chi cuadrado ($\chi^2_{\text{obs}}=7,58$) fue mayor que el valor crítico ($\chi^2_{\text{crit}}=3,84$).

Cuadro 3: Prueba Chi cuadrado (χ^2) de los individuos que cruzaron o no una barrera. Además se muestra la frecuencia observada y esperada del tipo de movimiento. Alfa: 0,05; Valor Crítico: 3,84.

| Mes | Tratamiento | Tipo de movimiento | Frec. Obs. | Frec. esperada | Chi-cuadrado (Obs.) | p |
|-----------------|-------------|--------------------|------------|----------------|---------------------|--------------|
| Octubre 2004 | Camino | No cruzaron | 13 | 11,93 | | |
| | | Cruzaron | 6 | 7,07 | | |
| | | Total | 19 | 19 | 0,26 | 0,612 |
| | Faja | No cruzaron | 17 | 15,07 | | |
| | | Cruzaron | 7 | 8,93 | | |
| | | Total | 24 | 24 | 0,66 | 0,42 |
| Junio 2005 | Camino | No cruzaron | 35 | 28,89 | | |
| | | Cruzaron | 11 | 17,11 | | |
| | | Total | 46 | 46 | 3,48 | 0,062 |
| | Faja | No cruzaron | 35 | 26,38 | | |
| | | Cruzaron | 7 | 15,62 | | |
| | | Total | 42 | 42 | 7,58 ** | 0,006 |

** : Valor significativo.

Se puede observar en el Cuadro 4 que en octubre el tratamiento de fajas tuvo un efecto significativo en el patrón de movimiento de los individuos que cruzaron la barrera. En todos los otros casos, las barreras no afectaron en la distribución de las distancias recorridas por los insectos para los niveles de significancia utilizados.

Cuadro 4. Prueba Chi cuadrado (χ^2) por categoría de distancia recorrida de los individuos que cruzaron o no una barrera, comparado con los datos del modelo de simulación del movimiento de insectos utilizados en este estudio.

Alfa: 0,05; Valor Crítico: 7,81

| Mes | Tratamiento | Categorías de distancia recorrida | Tipo de movimiento | | | | | | | |
|-----------------|-------------|-----------------------------------|--------------------|-----------|---------------|--------------|--------------|-----------|-------------|--------------|
| | | | Cruzaron | | | | No Cruzaron | | | |
| | | | Chi-cuadrado | | | p | Chi-cuadrado | | | p |
| | | | F. Obs. | F. Esp. | (Obs.) | | F. Obs. | F. Esp. | (Obs.) | |
| Octubre 2004 | Camino | 1 (1 - 8,99m) | 2 | 1,75 | | | 9 | 7,91 | | |
| | | 2 (9 - 16,99m) | 2 | 2,19 | | | 4 | 4,03 | | |
| | | 3 (17 - 24,99m) | 2 | 1,76 | | | 0 | 0,98 | | |
| | | 4 (25m y más) | 0 | 0,3 | | | 0 | 0,07 | | |
| | | Total | 6 | 6 | 0,39 | 0,943 | 13 | 13 | 1,2 | 0,752 |
| Junio 2005 | Camino | 1 (1 - 8,99m) | 2 | 3,2 | | | 28 | 21,3 | | |
| | | 2 (9 - 16,99m) | 7 | 4,01 | | | 6 | 10,86 | | |
| | | 3 (17 - 24,99m) | 2 | 3,23 | | | 1 | 2,65 | | |
| | | 4 (25m y más) | 0 | 0,56 | | | 0 | 0,19 | | |
| | | Total | 11 | 11 | 3,71 | 0,294 | 35 | 35 | 5,5 | 0,138 |
| Octubre 2004 | Faja | 1 (1 - 8,99m) | 2 | 2,04 | | | 12 | 10,35 | | |
| | | 2 (9 - 16,99m) | 1 | 2,55 | | | 5 | 5,28 | | |
| | | 3 (17 - 24,99m) | 2 | 2,06 | | | 0 | 1,29 | | |
| | | 4 (25m y más) | 2 | 0,35 | | | 0 | 0,09 | | |
| | | Total | 7 | 7 | 8,57 * | 0,033 | 17 | 17 | 1,66 | 0,646 |
| Junio 2005 | Faja | 1 (1 - 8,99m) | 3 | 2,04 | | | 22 | 21,3 | | |
| | | 2 (9 - 16,99m) | 1 | 2,55 | | | 7 | 10,86 | | |
| | | 3 (17 - 24,99m) | 2 | 2,06 | | | 6 | 2,65 | | |
| | | 4 (25m y más) | 1 | 0,35 | | | 0 | 0,19 | | |
| | | Total | 7 | 7 | 2,57 | 0,457 | 35 | 35 | 5,82 | 0,120 |

*: Valor significativo.

El Cuadro 5 muestra los valores observados que más contribuyeron a las diferencias en el movimiento de los individuos, siendo los de las categorías 2 y 4 (marcados con **). Los insectos observados de la categoría 2 son significadamente menos que los esperados, mientras que para la categoría 4 sucede lo contrario.

Cuadro 5: Resultados para la construcción del intervalo de confianza Chi – cuadrado de los individuos observados que cruzaron las fajas en octubre, comparados con los valores esperados.

Alfa: 0,05; Valor Crítico: 2,5

| Categoría de distancia recorrida | Proporción | |
|----------------------------------|---------------------------|--------------------|
| | Observada | Esperada |
| | 1 (1 - 8m) | 0,29 [0,25 – 0,32] |
| 2 (9 - 16m) | 0,14 [0,12 – 0,16] | 0,36 |
| 3 (17 - 24m) | 0,29 [0,25 – 0,32] | 0,29 |
| 4 (+ de 25m) | 0,29 [0,25 – 0,32] | 0,05 |

La fila subrayada, destaca el valor esperado que estuvo fuera del observado.

5. DISCUSION

5.1. Influencia estacional sobre la actividad de *P.extenuatus*

Las recapturas generales fueron mayores en octubre (Cuadro 1), como también el porcentaje de individuos que cruzaron alguna barrera, esto sugiere una mayor tasa de movimiento en esta época. Esto podría ser atribuido a un aumento de la tasa de dispersión en octubre. Esta suposición está sustentada por numerosos estudios en los cuales existen diferencias de capacidades o tipos de movimientos de insectos, los cuales podrían estar determinados por: tipo de sexo, época de procreación y/o madurez sexual, en los cuales aumenta su capacidad de dispersión (Samways, 1989; Matter, 1996; Doak, 2000; Goodwin y Fahrig, 2002b).

Este cambio del comportamiento del carábido puede verse influenciado, además, por el aumento de radiación solar en el piso forestal (Haskell, 2000) (que es mayor en octubre respecto a junio). Esto puede generar un aumento en la tasa de descomposición del liter, y por lo tanto, provoca una disminución de su profundidad y un cambio de las condiciones ambientales bajo él. Tales cambios podrían estar traduciéndose en una disminución de los sitios de refugio del insecto y de sus fuentes de alimento en octubre, estimulando su dispersión. Sin embargo, estas suposiciones debieran ser corroboradas con más estudios de comportamiento, debido a que quizás el número de repeticiones de las grillas de los tratamientos y replicas de éstos en diferentes épocas realizadas en este experimento, podrían no ser suficientes.

Aún cuando el presente estudio no pretendió realizar un análisis poblacional del escarabajo, da algunos indicios de que las poblaciones de estos insectos podrían ser fluctuantes. Las fluctuaciones de subpoblaciones locales de carábidos son significativamente mayores que las fluctuaciones globales, debido a la dinámica de metapoblación de poblaciones locales interconectadas (Charrier et al., 1997; Tscharntke et al., 2002). Por lo tanto, si los resultados aquí mencionados sugieren algo en este sentido y, si se consideran objetivos de conservación en los lugares donde está presente este escarabajo, es imprescindible que efectivamente las poblaciones estén interconectadas, ya sea por la existencia del hábitat natural de estas especies, o al menos por la existencia de un hábitat que no ejerza una barrera que evite tal interconexión.

5.2. Cruce de barreras

Como se observa en la Figura 7 existe una marcada tendencia de los individuos recapturados a moverse distancias inferiores a un metro. Por lo tanto, es obvio que existen menores probabilidades que los individuos que están cerca de la primera línea de trampas antes de la barrera, recorran 8 metros para cruzarla, y menores aún para aquellos que se encuentran más lejos de ella.

La observación de individuos que cruzan la barrera, independiente de la estacionalidad y/o del tipo de ésta, puede indicar que dentro de estas poblaciones existen animales que están buscando nuevas áreas para colonizar. La alta frecuencia del movimiento de larga distancia entre los individuos que cruzaron las fajas en octubre (Cuadro 4), sugiere que éstos podrían haber estado en una etapa de dispersión.

Se observó que los caminos utilizados en este estudio tuvieron una muy baja o nula profundidad de liter. Esto probablemente podría atentar negativamente contra la tasa de cruce de los escarabajos en esta barrera (Cuadros 2 y 3), debido a la menor disponibilidad de alimento y/o refugio (Haskell, 2000). Sin embargo, los escarabajos no tuvieron un cambio significativo en su tasa de movimiento producto de este tratamiento, lo cual demuestra que los factores antes mencionados no tendrían una influencia importante sobre el cruce. Lo que sí podría ocurrir es que los individuos en estas condiciones están menos incentivados a la exploración de nuevos sitios (Figura 7), al recorrer menores distancias.

Al parecer la tasa de cruce en los caminos no estaría afectada por el tránsito de humanos, animales, vehículos y/o predadores. Supuestamente, el tránsito de cualquiera de estos móviles, generaría un riesgo de muerte para estos escarabajos (por ejemplo, al ser aplastados por seres humanos o ser devorados por predadores). Según estudios de Sieving y Willson (1996) en aves; y de Jonsen y Taylor (2000) en mariposas, los organismos tienden a evitar estas zonas de riesgo de muerte. En un comienzo, se esperó que los escarabajos tendieran a evitar el cruce del camino por los motivos mencionados. Sin embargo, no se observó el tránsito continuo de cualquiera de estos móviles en los caminos, lo que sugiere que no hay un efecto importante de éstos sobre la tasa de cruce de los escarabajos.

Mader et al. (1990), mencionan que los caminos de gravas y pavimentados estimulan que los artrópodos se muevan a lo largo de éstos. El presente estudio realizado en Predio Pantanill no evaluó si los caminos actuaron como vías de escape, y/o las fajas como refugio. Sin embargo, del cuadro 2 se puede extraer que un 21,5 y 34% de los individuos recapturados en el tratamiento de camino y fajas para ambos meses, respectivamente, se movieron pero no cruzaron la barrera. Por lo tanto, si se comparan ambos tratamientos, las fajas incentivaron más el movimiento del escarabajo a lo largo de ella, que los caminos. Es importante destacar que para el tratamiento de camino existió un importante porcentaje de recapturas que no involucraron movimiento, lo que podría incidir en que hubo una menor tasa de cruce y movimiento a lo largo de las barreras.

5.3. Las barreras en plantaciones forestales

Para el caso de los caminos, intuitivamente se podría haber pensado que generarían un efecto barrera más significativo sobre el movimiento de estos carábidos que las fajas. Esta suposición se sustenta en la mayor superficie del camino, y en la ruptura permanente de la continuidad de vegetación y de la cubierta orgánica de acículas. Según Forman y Alexander (1998), el ancho del camino es una variable determinante en el efecto barrera de éste, considerando que el ancho observado de tal estructura fue de cuatro metros, mientras que para el tratamiento de faja, fue de un metro. Existió un efecto significativo de las fajas de residuos forestales sobre el movimiento del escarabajo en junio ($p < 0,003$) y levemente menos significativo para los caminos ($p < 0,062$) en ese mismo mes. A pesar de todo, la faja no afectó la distribución de las distancias recorridas por los individuos recapturados en este tratamiento para el mes mencionado (Cuadros 3 y 4). Por lo tanto, se podría sugerir que la alteración en la cubierta vegetal (tanto de continuidad de vegetación como de un piso formado por acículas) podría generar un menor efecto barrera, que aquellas estructuras que consideran tanto variables de superficie como de altura, como es el caso de las fajas. Los resultados expuestos en este trabajo, claramente

apoyan la idea de que el paisaje afecta el movimiento de los organismos (Goodwin y Fahrig, 2002b), y no que el movimiento es un atributo de los organismos no influenciado por dicho paisaje (Schumaker, 1996). Al parecer estos cambios de la estructura del micropaisaje, por la existencia de los caminos, no afectaría lo suficiente como para que ésta actúe como barrera.

El efecto de la estación del año sobre el rol de los caminos y fajas como barreras para el movimiento de *P.extenuatus* no pueden ser inferidos de los resultados obtenidos de este estudio. Quizás, esto podría ser solucionado a través de un muestreo más intensivo y/o distribuido durante un período más extenso. Por lo tanto, para realizar un análisis temporal del efecto de las barreras sobre estos carábidos, es recomendable tomar mediciones a mediano y/o largo plazo; así como también, tomar un mayor número de muestras.

Sin embargo, que alguna de las barreras no haya actuado como barrera significativamente al movimiento de animales se puede deber a dos razones. La primera se refiere a que puede existir un efecto muestral, donde quizás el tamaño de la muestra no permitió determinar un efecto negativo de las barreras. La segunda se refiere a que posiblemente *P.extenuatus* puede tener otro tipo de comportamiento en octubre, tendiendo a dispersarse más que en junio. Por lo tanto, en este último mes la barrera podrá tener un mayor efecto sobre el movimiento de individuos, quienes podrían tener una menor predisposición a desplazarse.

5.4. Rol de las plantaciones forestales como hábitat para la fauna y alcances del estudio

Según Hartley (2002), las plantaciones forestales no pueden ser concebidas para sustituir el bosque nativo como hábitat para fauna. Sin embargo, aunque las plantaciones son empobrecidas biológicamente, aun así pueden contribuir a la conservación de la diversidad biológica (Zanuncio et al. 1998; Carnus et al., 2003; Hobbs et al. 2003). Además, soportan una gran diversidad de especies nativas, que se concentran particularmente en el sotobosque. Por ejemplo, Estados y Temple (1999) observaron que la vegetación del sotobosque estuvo directamente relacionada con las especies de aves que anidan en áreas abiertas.

Específicamente las plantaciones pueden ayudar a: (1) Restaurar parte de la biota natural de sitios degradados, (2) Conservar y estabilizar el suelo para evitar la erosión y (3) Proteger contra el viento (Lugo, 1997; Carnus et al. 2003). Para este estudio, el primer punto es aquel que se vió afectado. Una vez que el dosel de tales plantaciones se ha establecido, las condiciones del micrositio cambian, y la flora y fauna es atraída. Por ejemplo, la especie *P.extenuatus*, hasta el momento de esta publicación, no había sido registrada en plantaciones forestales de *P.radiata*. Sólo ha sido registrada en ambientes dominados por especies vegetales nativas de Chile. Por lo tanto, dadas las condiciones de la plantación forestal en la cual se incluye un sotobosque, constituido por especies nativas, las medidas de conservación para el escarabajo debieran considerar algún tipo de conservación también del bosque nativo, debido además a la gran importancia ecosistémica de los bosques templados en esta parte del país (Grez et al., 1998). Sin embargo, es importante recordar que el presente estudio se realizó en un contexto de una plantación forestal, y por lo tanto, las medidas que se tomen respecto a los carábidos

deben considerar los objetivos de la plantación. La permanencia de especies del bosque Maulino, pueden generar efectos positivos sobre las especies que están dentro de una plantación forestal de *P.radiata*, por ejemplo beneficiando a algunas aves en particular (Pérez, 2004).

Respecto a algún tipo de manejo forestal que pueda tener alguna influencia sobre el carabido en estudio, se podrían mencionar los que tienen relación con: (1) Residuos vegetales sobre del piso forestal y (2) Dispersión de residuos de actividades silvícolas. El primero de ellos tiene relación a evitar y minimizar la pérdida de la continuidad de liter sobre el piso forestal, debido a que esto podría afectar la tasa de movimiento del escarabajo. Respecto al segundo planteamiento, se sugiere que los residuos que se obtienen de las actividades silvícola como podas, raleos y/o cosechas sean dispersados sobre el terreno lo más homogéneamente posible. De esta manera se busca que este material no afecte negativamente el movimiento del escarabajo. Sin embargo, antes de aplicar esta medida, es recomendable evaluar si los desechos forestales dispuestos en forma lineal pudieran actuar como refugio para el insecto en estudio.

Dado todo lo expuesto en los capítulos anteriores, se podría considerar:

- Según los resultados de este estudio, las fajas forestales actúan como barreras que afectan significativamente el movimiento para *P. extenuatus* para junio. Para el caso de los caminos, estos podrían actuar como barrera para ese mes, si se considera un nivel de significancia levemente superior ($p=0,063$) al comúnmente usado ($p=0,05$). Por lo tanto, quizás utilizando una muestra más grande y dispersada en el tiempo, se podría detectar un efecto estadísticamente significativo con los parámetros mundialmente utilizados.
- Se debe considerar futuros estudios sobre la dinámica poblacional de este escarabajo. Esto es de vital importancia, debido a que puede ser que en determinadas épocas del año las actividades forestales dentro del bosque no tengan profundos impactos sobre esta población, pero en otras épocas puede suceder lo contrario. Este asunto puede ser incluido para cualquier especie que utilice el bosque como hábitat temporal y/o permanente, y debería ser considerado en la planificación de las actividades forestales, dadas sus posibles repercusiones sobre la vida silvestre que vive en las plantaciones que están siendo cada vez más valoradas por la sociedad.

5.5. Recomendaciones para futuras investigaciones

Hartley (2002) plantea que la mejor correlación entre diversidad de especies animales y estructura de plantación, es la cantidad y cobertura de la vegetación nativa encontrada dentro de una plantación. Sería útil para el diseño de futuros estudios sobre este carábido, saber cómo afectan las variables antes mencionadas, y particularmente la humedad a nivel del suelo, sobre el movimiento del carábido. Según Gunnarsson et al. (2004), numerosos estudios han mostrado una asociación entre la complejidad estructural a nivel de microhábitat y la diversidad de artrópodos. Por ejemplo, las estructuras de vegetación compleja en los bosques pueden suministrar refugio y protección para los artrópodos de los predadores. Por lo tanto, podrían existir relaciones entre el movimiento de escarabajos

respecto a variables físicas del ambiente donde se encuentra, por ejemplo, respecto a la complejidad vegetacional y de residuos leñosos.

Sería recomendable evaluar el rango de hogar del carábido en estudio, para comprobar si los caminos y/o barreras actúan como zonas de concentración de individuos. Al conocer esto, se podría realizar un diseño de la grilla de muestreo que represente más fielmente el movimiento real de tales individuos, y no sólo enfocarse en las áreas adyacentes a los caminos y fajas forestales. Samways (1989) realizó esos análisis previos para evaluar si algunas estructuras físicas afectan el movimiento de grillos. En este sentido, se sugiere determinar los períodos de mayor requerimiento energético de la especie, los que podrían influir en la permeabilidad de la barrera. También, sería importante evaluar si al dejar los residuos acumulados y dispersos aleatoriamente en un sitio, éstos actúan como barrera para los escarabajos o, a su vez para suministrarles refugio.

Deberían ser exploradas otras variables cuantificables en terreno, para buscar una correlación de éstas con la tasa de cruce de las barreras. Esto es de interés para disminuir el esfuerzo por encontrar sitios donde exista recapturas de escarabajos. De esta manera se podría reducir el tiempo de muestreo para estudios que consideren el movimiento de este carábido.

Para futuros estudios se debiera considerar otras alternativas para la estimación del movimiento del insecto de interés. Por ejemplo, podría ser utilizada la telemetría, aunque en carábidos muy pequeños podría afectar su comportamiento. Otra metodología utilizada podría considerar la instalación de trampas en una área del terreno, y en otra área realizar la liberación de los individuos, que en alguna éstos debieran caer en las trampas colocadas en el otro sector previamente.

Los resultados de este estudio no deberían ser extrapolables directamente a otras especies, dado que podría existir una influencia del tipo o capacidad de movimiento sobre la determinación del efecto barrera de las estructuras consideradas para *P. extenuatus*. Sin embargo, los antecedentes de este trabajo podrían ser utilizados como una referencia o como modelo en la determinación de la influencia de las estructuras antes mencionadas, tanto para otros insectos en la misma escala estudiada, como para otros animales que se mueven e a una escala mayor.

6. CONCLUSIÓN

- Las fajas de residuos forestales en junio, fue el único tratamiento que ejerció un efecto barrera significativo respecto al movimiento del escarabajo.
- En el tratamiento de fajas de residuos forestales en octubre se observó un cambio significativo en la distribución de las distancias recorridas para los individuos de *P. extenuatus*, sugiriendo la existencia de un movimiento de dispersión durante este mes respecto a junio.
- El escarabajo terrestre *P.extenuatus* es descrito por primera vez, como una especie que habita en el sotobosque del bosque Maulino, bajo el dosel de una plantación de *P.radiata*.
- Se sugiere evitar la disposición de los residuos forestales, formando fajas de estos. Se recomienda realizar otros estudios en relación a: (1) El efecto de dejar los residuos en montones y dispersados homogéneamente en el terreno, sobre el movimiento del escarabajo en estudio, y (2) El efecto de las fajas de desechos forestales como refugio para el escarabajo.
- Si bien el presente estudio no arroja un efecto barrera significativo de los caminos sobre el movimiento de *P.extenuatus*, medidas para la conservación de las condiciones del hábitat original debieran ser consideradas, de manera de colaborar en la mantención de las tasas de movimiento que existiesen sin la presencia de esta barrera.
- Si se incluyen criterios de conservación en el manejo de una plantación forestal, es recomendable considerar las épocas y tasas de movimiento del escarabajo, como también, cuantificar el efecto del escarabajo en estudio sobre otros individuos de la cadena trófica existentes en el lugar. Se sugiere que estas recomendaciones podrían servir de modelo para ser aplicadas también a otras especies de animales.

7. BIBLIOGRAFÍA

- Arroyo, M., Armesto, J. , Roíz, R. y Peñaloza, A. 1999. Bases de la sustentabilidad ecológica y sus implicaciones para el manejo y conservación del bosque nativo de Chile. En Donoso, C. y Lara, A (eds). Silvicultura de los bosques nativos de Chile. Editorial Universitaria, Santiago. 421 pp.
- Armesto, J., Villagrán, C. y Arroyo, M. (eds). 1996. Ecología de los bosques nativos de Chile. Editorial universitaria, Santiago de Chile. 488 pp.
- Barbosa, O. y Marquet, P. 2002. Effects of forest fragmentation on the beetle assemblages at the relict forest of Fray Jorge, Chile. *Oecologia* 132: 296-306.
- Beier, P. y Noss, F. 1998. Do habitat corridors provide connectivity? *Conservation Biology* 12: 1241-1252.
- Bustamante, R. y Grez, A. 1995. Consecuencias ecológicas de la fragmentación de los bosques nativos. *Ambiente y Desarrollo* XI: 58-63.
- Canavos, G. 1999. Probabilidad y estadística: Aplicaciones y métodos. Edit. McGraw-Hill. 651 pp.
- Carnus, J., Parrotta, J., Brockerhoff, E., Arbez, M., Jactel, H., Kremer, A., Lamb, D., O'Hara, K. y Walters, B. 2003. Planted Forests and Biodiversity. For delivery at: United Nations Forum on Forest (UNFF), Intersessional Experts Meeting on the Role of Planted Forests in Sustainable Forest Management, New Zealand. [en línea] <<http://www.maf.govt.nz/mafnet/unff-planted-forestry-meeting/conference-papers/planted-forests-and-biodiversity.htm>> [consulta: 22 junio 2006]
- Carr, L. y Fahrig, L. 2000. Effect of Road traffic on two Amphibian species of differing vagility. *Conservation Biology* 15: 1071-1078.
- Charrier, S., Petit, S. y Burel, F. 1997. Movements of *Abax parallelepipedus* (Coleoptera, Carabidae) in woody habitats of a hedgerow network landscape : a radio-tracing study. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 61: 133-144.
- Clyde, W., Randall, C. y Peek, J. 1974. A technique for analysis of utilization-availability data. *Journal of Wildlife Management* 38: 541-545.
- Doak, P. 2000. Population consequences of restricted dispersal for an insect herbivore in a subdivided habitat. *Ecology* 81: 1828-1841
- Elgueta, M. y Arriagada, G. 1989. Estado actual del conocimiento de los Coleópteros de Chile (Insecta: Coleoptera). *Revista Chilena Entomológica*. 17: 5-60.
- Elias. 2001. Guidelines for Low Impact Forest Roads: Pt. Inhutani I, East Kalimantan, Indonesia. Faculty of Forestry Bogor Agricultural University. [en línea] <<http://www.dephut.go.id/INFORMASI/PH/BFMP/trn10.pdf>> [consulta: 17 diciembre 2004]

- Estades, C. y Temple, S. 1999. Deciduous-forest bird communities in a fragmented landscape dominated by exotic pine plantations. *Ecological Applications* 9: 573-585.
- Fahrig, L. 1997. Relative effects of habitat loss and fragmentation on population extinction. *Journal of Wildlife Management* 61: 603-610.
- Fahrig, L. 1998. When does fragmentation of breeding habitat affect population survival?. *Ecological Modelling* 105: 273–292.
- Fahrig, L. 2001. How much habitat is enough? *Biological Conservation* 100: 65-74.
- Fahrig, L. y Merriam, G. 1994. Conservation of fragmented populations. *Conservation biology* 8: 50-59.
- Forman, R. 1995a. *Land Mosaics: the ecology of landscape and regions*. Cambridge University Press. Great Britain. 628 p.
- Forman, R. 1995b . Some general principles of landscape and regional ecology. *Landscape Ecology* 10: 133-142.
- Forman, R y Alexander, E. 1998. Road and their major ecological effects. *Annual Review of Ecology and Systematics* 29: 207-231.
- Gajardo, R. 1994. *La vegetación natural de Chile. Clasificación y distribución geográfica*. Editorial Universitaria, Santiago de Chile. 165 p
- Goodwin, B. J. y Fahrig, L. 2002a. How does landscape structure influence landscape connectivity?. *Oikos* 99: 552–570.
- Goodwin, B y Fahrig, L. 2002b. Effect of landscape structure on the movement behaviour of specialized goldenrod beetle, *Trirhabda borealis*. *Canadian Journal of Zoology* 80: 24–35
- Grez, A., Bustamante, R., Simonetti, J. y Fahrig, L. 1998. Landscape ecology, deforestation and forest fragmentation: the case of the rui forest in Chile. [En línea]. En: Salinas-Chavez E. y J. Middleton (eds). *Landscape ecology as a tool for sustainable development in Latin America*. [en línea] <<http://www.brocku.ca/epi/lebk/grez.html>> [consulta: 08 marzo 2006]
- Gunnarsson, B., Nittérus, K. y Wirdenäs, P. 2004. Effects of logging residue removal on ground-active beetles in temperate forests. *Forest Ecology and Management* 201: 229–239.
- Hartley, M. 2002. Rationale and methods for conserving biodiversity in plantation forests. *Forest Ecology and Management* 155: 81-95
- Haskell, D. 2000. Effects of Forest roads on Macroinvertebrate Soil Fauna of the Southern Appalachian Mountains. *Conservation Biology* 14: 57-63.

- Hobbs, R., Catling, P., Wombey, J., Clayton, M., Atkins, L. y Reid, A. 2003. Faunal use of bluegum (*Eucalyptus globulus*) plantations in southwestern Australia. En: *Agroforestry Systems* 58: 195-212.
- Hossain, Z., Gurr, G y Wratten S. 2000a. The effects of harvest on survival and dispersal of insect predators in Hay Lucerne. *Biological Agriculture and Horticulture* 17: 339-348.
- Hossain, Z., Gurr, G y Wratten S. 2000b. The potencial to manipulate the numbers of insects in Lucerne by strip. *Australian Journal of Entomology* 39: 39-41.
- Humphrey, J., Hawes, C., Peace A., Ferris-Kaan, R. y Jukes, M. 1999. Relationships between insect diversity and habitat characteristics in plantation forests. *Forest Ecology and Management* 113: 11-21p
- Hunter, M. 2002. Landscape structure, habitat fragmentation, and the ecology of insects. *Agricultural and Forest* 4: 159-166
- Jonsen, I. y Taylor, P. 2000. Fine-scale movement behaviors of calopterygid damselflies are influenced by landscape structure: an experimental manipulation. *Oikos* 88: 553-562
- Levins, R. 1969. Some Demographic and Genetic Consequences of Environmental Heterogeneity for Biological Control. *Bulletin Entomological Society America* 15: 237-240.
- Lugo, A.E., 1997. The apparent paradox of re-establishing species richness on degraded lands with tree monocultures. *Forest Ecology and Management*: 99: 9–19.
- Mader, H., Schell, C. y Kornacker, P. 1990. Linear Barriers to arthropod Movements in the Landscape. *Biological Conservation* 54: 209-222.
- Manitoba Conservation. 2005. Forestry Road Management. [en línea] <http://www.gov.mb.ca/conservation/forestry/forest-practices/pdfs/forestry_road_mgmt.pdf> [consulta: 15 mayo 2006]
- Matter, S. 1996. Interpatch movement of the red milkweed beetle, *Tetraopes tetraophthalmus*: individual responses to patch size and isolation. *Oecologia* 105: 447-453
- McGarigal, K. y Marks, B. 1995. FRAGSTATS: spatial analysis program for quantifying landscape structure. Gen. Tech. Report PNW-GTR-351, USDA Forest Service, Pacific Northwest Research Station, Portland, OR. [en línea] <http://www.fs.fed.us/pnw/pubs/gtr_351.pdf> [consulta: 05 octubre 2003]
- McDonald, W. y Clair, C. 2004. The effects of artificial and natural barriers on the movement of small mammals in Banff National Park, Canada. *Oikos* 105: 397-407.

- Merriam, G., Kosakiewics, M., Tsuchiya, E. y Hawley, K. 1989. Barriers as boundaries for metapopulations and demes of *Peromyscus leucopus* in farm landscape. *Landscape Ecology* 2: 227-235.
- Murcia, C. 1995. Edge effects in fragmented forests: implications for conservation. *Trends in Ecology and Evolution* 10, 58-62.
- Murrel, D. y Law, R. 2000. Beetles in fragmented woodlands: a formal framework for dynamics of movement in ecological landscape. *Journal of Animal Ecology* 69: 471-483.
- 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.
- Piper, R. 2003. A novel technique for the individual marking of smaller insects *Entomologia Experimentalis et Applicata* 106: 155 – 157.
- Ministerio de Obras Públicas. 2005. Red Vial, Séptima region. Unidad de SIG y Cartografía. Gobierno de Chile [en línea]
<<http://www.mapas.mop.cl/website/redvial07/viewer.htm>> [consulta: 22 junio 2005]
- Reichardt, H. 1977. A Sinopsis of the genera of neotropical Carabidae (Insecta: Coleoptera). *Quaestiones Entomologicae* 13: 346-493.
- Riecken, U. y Raths, U. 1996. Use of radio telemetry for studing dispersal and habitat use of *Carabus coriaceus* L. *Annual Zoological Fennici* 33: 109-116
- Roig-juñent , S. y Domínguez, M. 2001. Diversidad de la familia Carabidae (Coleoptera) en Chile. *Revista Chilena de Historia Natural* 74: 549-571.
- Rosenberg, D. Noon, B. y Meslow, C. 1997. Biological Corridors: Form, Function, and Efficacy. *BioScience* . 47: 677-686.
- Roslin, T. 2000. Dung beetle movements at two spatial scales. *Oikos* 91: 323-335.
- Samways, M. 1989. Insect conservation and landscape ecology: a case-history of bush crickets (Tettigoniidae) in southern France. *Environment Conservation* 16: 217-226.
- Saunders, D., Hobbs, R. y Margules, C. 1991. Biological Consequences of Ecosystem Fragmentation: a Review. *Conservation Biology* 5: 18-32.
- Schumaker, N. 1996. Using landscape indices to predict habitat connectivity. *Ecology* 77: 1210-1225.
- Sieving, K. y Willson, M. 1996. Habitat barriers to movement understory birds in fragmented south-temperate rainforest. *Auk* 113: 944-949

- Söndgerath, D. y Schöder, B. 2002. Population dynamics and connectivity affecting the spatial spread of population—a simulation study. *Landscape Ecology* 00: 1-14.
- Tischendorf, L. 1997. Modeling individual movements in heterogeneous landscape: potentials of a new approach. *Ecological modeling* 103: 33-42.
- Tischendorf, L. 2001. Can landscape indices predict ecological processes consistently?. *Landscape Ecology* 16: 235–254.
- Tischendorf, L. y Fahrig, L. 2000a. On the usage and measurement of landscape connectivity. *Oikos* 90: 7–19.
- Tischendorf, L. y Fahrig, L. 2000b. How should we measure landscape connectivity? *Landscape Ecology* 15: 633–641.
- Travis, J. y French, D. 2000. Dispersal functions and spatial models: expanding our dispersal toolbox. *Ecology Letters* 3: 163–165.
- Tscharntke, T., Steffan-Dewenter, I., Kruess, A. y Thies, C. 2002. Characteristics of insect populations on habitat fragments: A mini review. *Ecological Research* 17: 229–239.
- Vita, A. 1996. Los tratamientos Silviculturales. Departamento de Silvicultura, Facultad de Ciencias Agrarias y Forestales. Universidad de Chile.
- Walker, T. 1996. ENY 6203 Techniques for Marking Insects. ENY-6203. Insect Ecology, University of California. 3 pp.
- Wiens, J. y Milne, B. 1989. Scaling of 'landscapes' in landscape ecology, or, landscape ecology from a beetle's perspective. *Landscape Ecology* 3: 87-96
- Wolff, J., Schaubert, E. y Edge, D. 1997. Effects of habitat loss and fragmentation on the behavior and demography of Gray-Tailed voles. *Conservation Biology* 11: 945-956.
- Young, C. y Jarvis, P. 2001. Measuring urban habitat fragmentation: an example from the Black Country, UK. *Landscape Ecology* 16: 643–658
- Zanuncio, J., Mezzomo, J., Guedes, R. y Oliveira, A. 1998. Influence of strips of vegetation on Lepidoptera associated with *Eucalyptus cloeziana* in Brazil. *Forest Ecology and Management* 108: 85–90.

8. APÉNDICES

8.1. Coordenadas UTM de cada grilla muestreada

| N° de Grilla | Coordenadas | |
|--------------|-------------|---------|
| | X | Y |
| 1 | 744577 | 6072766 |
| 2 | 744689 | 6074712 |
| 3 | 744650 | 6074600 |
| 4 | 746304 | 6074058 |
| 5 | 744444 | 6074546 |
| 6 | 744039 | 6072674 |

Nota: Se utilizó el USO 18.

8.2. Composición vegetal de las grillas y estimación de la densidad vegetal de las especies presente en ellas

| Especie | Número de plantas/hectárea | | | | | |
|--|----------------------------|--------------|--------------|--------------|--------------|--------------|
| | Caminos | | | Fajas | | |
| | Grilla 1 | Grilla 2 | Grilla 3 | Grilla 4 | Grilla 5 | Grilla 6 |
| <i>Nothofagus glauca</i> | 885 | 590 | 0 | 0 | 295 | 590 |
| <i>Gochnatia fascicularis</i> Don (Compos.) | 2.655 | 4.130 | 8.260 | 885 | 6.195 | 0 |
| <i>Lithraea caustica</i> | 295 | 0 | 0 | 1.475 | 0 | 590 |
| <i>Ugni molinae</i> Turcz | 0 | 295 | 0 | 0 | 590 | 5.310 |
| <i>Azara integrifolia</i> | 0 | 1.475 | 0 | 0 | 295 | 1.770 |
| <i>Luma apiculata</i> | 0 | 0 | 0 | 1.770 | 0 | 0 |
| Total | 3.835 | 6.490 | 8.260 | 4.130 | 7.375 | 8.260 |

Factor de expansión 294,985

8.3. Cobertura arbórea por especie

| Especie | Cobertura arbórea (%) | | | | | |
|--|-----------------------|----------|----------|----------|----------|----------|
| | Camino | | | Faja | | |
| | Grilla 1 | Grilla 2 | Grilla 3 | Grilla 4 | Grilla 5 | Grilla 6 |
| <i>Nothofagus glauca</i> | 20,39 | 4,63 | 0,00 | 0 | 6,95 | 8,8 |
| <i>Gochnatia fascicularis</i> Don (Compos.) | 27,8 | 33,83 | 73,21 | 12,97 | 30,58 | 0 |
| <i>Lithraea caustica</i> | 5,56 | 0 | 0 | 29,19 | 0 | 6,49 |
| <i>Ugni molinae</i> Turcz | 0 | 2,32 | 0 | 0 | 3,71 | 33,83 |
| <i>Azara integrifolia</i> | 0 | 24,09 | 0 | 0 | 0,93 | 12,05 |
| <i>Luma apiculata</i> | 0 | 0 | 0 | 23,63 | 0 | 0 |
| Herbáceas y/o suelo desnudo | 46,25 | 35,13 | 26,79 | 34,2 | 57,83 | 38,84 |