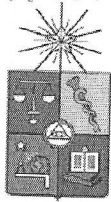


UCH=FC
D. Ambiental
M967
C.1



Universidad de Chile
Facultad de Ciencias

CARNÍVOROS EN PLANTACIONES DE *PINUS RADIATA*: UNA OPORTUNIDAD PARA SU CONSERVACIÓN



Juan Luis Muñoz Ahumada

2005



“CARNÍVOROS EN PLANTACIONES DE *Pinus Radiata*: UNA OPORTUNIDAD PARA SU CONSERVACIÓN”

Seminario de Título entregado a la Universidad de Chile, en cumplimiento parcial de los requisitos para optar al Título de Biólogo con Mención en Medio Ambiente.

JUAN LUIS MUÑOZ AHUMADA

Dr. Javier Simonetti Zambelli
Director Seminario de Título

Una firma manuscrita en tinta negra sobre una línea horizontal.

Comisión Revisora

Prof. Italo Serey Estay
Presidente

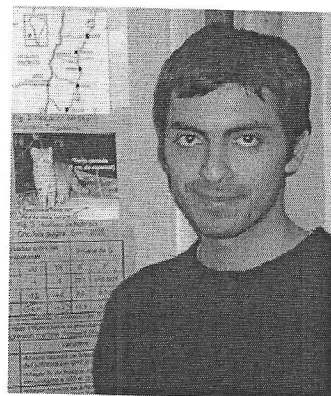
Una firma manuscrita en tinta negra sobre una línea horizontal.



Prof. Cristian Estades Marfan
Corrector

Una firma manuscrita en tinta negra sobre una línea horizontal.

Santiago, 15 Diciembre de 2005



“... a la biodiversidad que aún persiste en la cordillera de la costa de Chile central y esperando que este trabajo sea un aporte a su conservación”



“La actual situación de amenaza a la biodiversidad requiere de nuestro accionar en todos los frentes de batalla posibles. En especial, es imprescindible que nos involucremos donde parece más difícil, en actividades tradicionalmente relacionadas con la pérdida de diversidad biológica, investigando, proponiendo posibles soluciones y procurando que éstas se lleven a la práctica. Este virtual “baile con el enemigo” debe ser parte de una estrategia global de conservación biológica casi o tan importante como la creación de áreas silvestres protegidas”

AGRADECIMIENTOS

Agradezco a mi familia y amigos, en especial a mis padres Juan Luis y María Angélica por todo el proceso educativo entregado, desde el amor y respeto inculcado hacia la naturaleza, hasta la formación profesional que me han proporcionado.

Agradezco también enormemente a mi profesor guía, Dr. Javier Simonetti, el que ha sido parte fundamental en el proceso final de mi formación profesional y personal; a todos los profesores que, con su pasión y dedicación por su trabajo, han estimulado el interés por las ciencias ecológicas y la conservación biológica; y a mis compañeros y compañeras de carrera que contribuyeron a mi formación actual.

También agradezco al proyecto Fondecyt 1010852 y al Fondo de Investigación Agraria, FIA-PI-C-2003-1-F-051, por financiamiento parcial para el desarrollo de esta tesis; a CONAF VII Región, por uso de instalaciones en la Reserva Nacional Los Queules, especialmente a Fernando Campos, Guardaparque de la reserva; a mi amigo Yuri Zúñiga, por todo el apoyo prestado en terreno; a Juan Luis Celis de la Senda de Darwin por facilitar cámaras fotográficas especiales; a los compañeros de terreno y amigos Francisco Zorondo, Aracely Burgos, Andrea Suardo y André Rubio, que hicieron de los terrenos una grata experiencia.





ÍNDICE

RESUMEN.....	v
ABSTRACT.....	vii
INTRODUCCIÓN.....	1
ÁREA DE ESTUDIO.....	6
MÉTODOS.....	7
1) EVALUACIÓN DE LA VEGETACIÓN Y EL PAISAJE.....	7
2) PRESENCIA DE CARNÍVOROS.....	9
3) ANÁLISIS DE DATOS.....	12
RESULTADOS.....	13
DISCUSIÓN.....	18
AGRADECIMIENTOS.....	27
REFERENCIAS.....	28

Carnívoros en plantaciones de *Pinus radiata*: ¿una oportunidad para su conservación?

Juan Luis Muñoz Ahumada*

*Departamento de Ciencias Ecológicas, Facultad de Ciencias, Universidad de Chile.

Las plantaciones forestales son un factor importante en la transformación actual del paisaje. La respuesta de los carnívoros ante esta transformación es fundamental para su sobrevivencia, ya que en general, requieren grandes áreas para establecer poblaciones viables y son potencialmente más sensibles a la extinción por pérdida de hábitat. En este trabajo estudiamos la distribución de carnívoros en cuatro hábitats diferentes conformados por plantaciones de *P. radiata* que difieren estructuralmente entre sí y evaluamos qué atributos de la vegetación y el paisaje están relacionados con una mayor abundancia de carnívoros. Para esto, detectamos la presencia de carnívoros con el método de estaciones de visita olfativa o huelleros. Cinco especies de carnívoros fueron detectadas dentro de plantaciones. De éstas, *Oncifelis guigna* y *Conepatus chinga* seleccionaron plantaciones con abundante sotobosque, mientras que *Pseudalopex culpaeus* seleccionó plantaciones juveniles y tala rasa. La abundancia de *O. guigna* se relacionó con un mayor porcentaje de bosque nativo circundante y una mayor riqueza arbórea del sotobosque. Con estos resultados proponemos medidas de manejo orientadas a la conservación de carnívoros en paisajes dominados por plantaciones de pino con énfasis en *O. guigna*, felino en peligro de extinción. Estas medidas consideran la mantención de los fragmentos de bosque nativo remanentes, permitir el desarrollo del sotobosque nativo y diseñar las

cosechas tanto en tiempo como espacio, para mantener corredores de plantaciones apropiadas para el uso de *O. guigna* que conecten los fragmentos de bosque nativo.

Palabras claves: conservación de carnívoros, plantaciones de pino, paisajes modificados, diseño de paisajes, pérdida de hábitat, conectividad, matriz antrópica, sotobosque, fragmentos de bosque, *Oncifelis guigna*.

The plantations are an important factor in the recent landscape transformation. Carnivores' response to these changes is fundamental for its survival, because generally, they require large areas to maintain viable populations and are potentially more sensitive to the extinction by habitat loss. In this work we study the distribution of carnivores in four different habitats conformed by plantations of *P. radiata* that differ structurally, and we evaluate which attributes of vegetation and landscape are related with a high abundance of carnivores. For this, we detect carnivores' occurrence with scent stations. Five species of carnivores were detected inside plantations. Of these, *Oncifelis guigna* and *Conepatus chinga* selected plantations with abundant understory, while *Pseudalopex culpaeus* selected juvenile plantations and clearcuts. The abundance of *O. guigna* was related with a high percentage of native forest surrounding and high trees richness in understory. With these results we propose practices of management guided towards carnivores' conservation in landscapes dominated by pine plantations with emphasis in *O. guigna*, an endangered cat. These practices include the maintenance of remaining forest fragments, to let understory development and to design harvests, toward maintaining corridors of appropriate plantations for *O. guigna*, and connecting forest fragments.

Keywords: carnivores' conservation, pine plantations, modified landscapes, design of landscapes, habitat loss, connectivity, anthropic matrix, understory, forest fragments, *Oncifelis guigna*.

INTRODUCCIÓN

Las plantaciones forestales constituyen un importante agente en la transformación actual del paisaje. Este proceso de transformación incluye, entre otras consecuencias, la pérdida de los hábitat originales (Fahrig 2003), principal amenaza a la biodiversidad (Sala *et al.* 2000).

A nivel mundial, las plantaciones representan el 5% de la superficie forestal (FAO 2002). En Chile esta cifra llega al 14% (aproximadamente 2 millones de hectáreas; CONAF/CONAMA 1999_a). En las regiones donde se concentra la actividad forestal, la superficie de plantaciones excede el 50% de la cubierta forestal (CONAF-CONAMA 1999_b). Este es el caso de la zona costera de la región del Maule, donde las plantaciones de pino reemplazaron el 31% del bosque nativo en nueve años (Lara *et al.* 1996).

Debido a la reducción de la superficie de bosques, las especies asociadas a este, pueden verse negativamente afectadas al aumentar su riesgo de extinción (Reid 1992, Fahrig 2003). Los carnívoros son potencialmente más sensibles a estos efectos, ya que generalmente requieren grandes áreas para mantener poblaciones viables (Terborgh 1974; Harestad & Bunnell 1979).

Sin embargo, las especies no reaccionan de la misma forma ante los cambios del paisaje y mientras para algunas especies, las plantaciones forestales pueden representar ambientes adversos, para otras pueden ser indiferentes o incluso constituir un nuevo hábitat. Esta gama de respuestas depende tanto de las características de

cada especie como de la estructura, composición y manejo de las plantaciones forestales (Davies *et al.* 2001).

Así, a pesar de haber sido consideradas “desiertos biológicos”, las plantaciones forestales pueden ser utilizadas por especies nativas, incluyendo carnívoros (Palomares *et al.* 2000, Acosta-Jamett & Simonetti 2004), micromamíferos (Lindenmayer *et al.* 1999; Bowman *et al.* 2001; Saavedra & Simonetti 2005), aves (Estades & Temple 1999; Vergara & Simonetti 2004) e insectos (Grez *et al.* 2003), entre otros organismos.

La estrategia utilizada hasta ahora para conservar la biodiversidad en Chile, incluyendo los carnívoros, se ha basado principalmente en el Sistema Nacional de Áreas Silvestres Protegidas del Estado (SNASPE). Sin embargo, sólo el 45% de las áreas protegidas en Chile son lo suficientemente grandes para mantener poblaciones viables de carnívoros en el largo plazo (Simonetti & Mella 1997). Por ejemplo, en la Cordillera de la Costa de Chile central, ningún área silvestre protegida alcanza a cubrir los 500 km² necesarios para sustentar a largo plazo una población de *Oncifelis guigna* (Acosta-Jamett *et al.* 2003).

Por lo tanto, en regiones dominadas por plantaciones y donde las áreas silvestres protegidas son pequeñas, una estrategia alternativa para la conservación de carnívoros debería considerar, tanto las áreas protegidas del SNASPE, como el uso de las plantaciones de pino, las cuales podrían servir como corredor y/o hábitat para varias especies y así contribuir a alcanzar la superficie y conectividad necesaria para sustentar una población viable (Lindenmayer & Franklin 2002; Simonetti *et al.* 2002).

En la zona costera de la Región del Maule habitan seis especies de carnívoros terrestres (Contreras 2000; Acosta-Jamett & Simonetti 2004), todas las cuales se encuentran en alguna categoría de conservación (Glade 1993) y cuatro están listadas en el apéndice II de la Convención sobre el Comercio Internacional de Especies Amenazadas de Fauna y Flora, CITES (SAG 2003; Tabla 1). Las principales amenazas a su sobrevivencia son la cacería y la destrucción de su hábitat (Miller *et al.* 1983).

En esta región, las únicas áreas protegidas son la Reserva Nacional Los Queules (RNLQ) con 147 ha y la Reserva Nacional Los RUILes con 45 ha y serían insuficientes para asegurar la conservación de carnívoros como *O. guigna* (Acosta-Jamett *et al.* 2003). Para su sobrevivencia, se requeriría que los individuos residentes en diferentes fragmentos de bosque, pudiesen moverse entre fragmentos y constituir una metapoblación (Acosta-Jamett *et al.* 2003). Para ello, *O. guigna* debería ser capaz de

Tabla 1. Carnívoros nativos de la zona costera de la Región del Maule y sus categorías de conservación a nivel regional y nacional. P = peligro de extinción; V= vulnerable; R= rara; I= amenaza indeterminada; F= fuera de peligro (Glade 1993). El Apéndice II de CITES significa que el comercio internacional de esta especie se encuentra regulado.

Especie	Estado de Conservación		Apéndice CITES
	Región del Maule	Nacional	
<i>Conepatus chinga</i>	R	F	-
<i>Galictis cuja</i>	V	V	-
<i>Oncifelis guigna</i>	P	P	II
<i>Pseudalopex culpaeus</i>	I	I	II
<i>Pseudalopex griseus</i>	I	I	II
<i>Puma concolor</i>	V	V	II

usar las plantaciones de pino al menos como corredor (Simonetti *et al.* 2002). De hecho, Acosta-Jamett & Simonetti (2004), encontraron que *O. guigna* podía utilizar ocasionalmente las plantaciones de pino.

Otros carnívoros que son capaces de utilizar las plantaciones son *C. chinga* y *P. culpaeus*, (Muñoz & Murúa 1990; Acosta-Jamett & Simonetti 2004). Por lo tanto, una estrategia de conservación que incorpore las plantaciones de pino podría ser factible.

Sin embargo, no se ha realizado un estudio de selección de hábitat que considere las diferentes etapas y formas de manejo de las plantaciones de pino. Las diferentes especies de carnívoros podrían responder diferencialmente a rodales con diferentes características de edad, cobertura o presencia de sotobosque. Esta información permitiría orientar el manejo de las plantaciones de pino para que puedan ser utilizadas por los carnívoros, abriendo nuevos e importantes espacios para su conservación si consideramos la gran superficie cubierta por las plantaciones de pino.

En este trabajo estudiamos la distribución de carnívoros en cuatro tipos de hábitat dentro de plantaciones de pino, definidos de acuerdo a características estructurales e identificamos los atributos de la vegetación y del paisaje que se relacionan con una mayor abundancia de ellos. Además, se sugieren medidas de manejo de las plantaciones orientadas a la conservación de carnívoros en paisajes dominados por plantaciones de pino, poniendo especial énfasis en *O. guigna*, felino amenazado de extinción. Para efectos de este estudio, se considera "hábitat" como un área con una composición y estructura vegetal características y diferenciables entre sí y que se presume, inciden en la calidad de éste para los carnívoros (cf. Wiens 1976).

Oncifelis guigna es un felino especialista de bosque, que selecciona hábitat de alta cobertura arbórea, abundancia de presas, y sectores cercanos a grandes parches de vegetación nativa en ambientes perturbados (Dunstone *et al.* 2002; Acosta-Jamett & Simonetti 2004). El cánido *Pseudalopex culpaeus* prefiere sectores con menor cobertura y cercanos a los caminos (Acosta-Jamett & Simonetti 2004), mientras que *Conepatus chinga*, es un mustélido que habita tanto bosques como matorrales y sabanas (Redford *et al.* 1992; Quintana *et al.* 2000).

De acuerdo a sus preferencias, los carnívoros no debieran distribuirse uniformemente entre los hábitat (Acosta-Jamett & Simonetti 2004). Así, *O. guigna* debería utilizar preferentemente plantaciones que presenten abundante sotobosque y que se encuentren cerca de quebradas y grandes fragmentos de bosque nativo. *Pseudalopex culpaeus*, por su parte, debería seleccionar las plantaciones juveniles y adultas con escaso sotobosque y zonas cercanas a los caminos, mientras que *C. chinga*, debido a la cantidad de ambientes en que habita, podría encontrarse dentro de cualquiera de los hábitat definidos, exceptuando la tala rasa.

ÁREA DE ESTUDIO

El estudio se realizó en la zona costera de la región del Maule ($35^{\circ} 59' S$, $72^{\circ} 41' O$), dentro del Sitio Prioritario Tregualemu, un sector de 7.000 ha, donde el Bosque Caducifolio Maulino original se encuentra fragmentado por plantaciones forestales de *P. radiata* y cultivos agrícolas (Figura 1). Este lugar ha sido declarado como Sitio Prioritario en categoría “urgente” para conservar de la biodiversidad en Chile, debido a la presencia de especies de distribución restringida y en peligro de extinción como *Gomortega keule*, *Pitavía punctata*, *Berberidopsis corallina* y *O. guigna* (Muñoz *et al.* 1996).

El sitio de estudio comprende 960 ha de terrenos destinados a plantaciones comerciales de *P. radiata*, dentro de los cuales identificamos cuatro tipos diferentes de hábitat en base a sus características estructurales:

1) Plantación con Abundante Sotobosque (AS)

Representa el 68% del área de estudio (650 ha). Son rodales con edades entre 13 y 25 años y presentan un sotobosque denso, dominado por de especies nativas como *Aristotelia chilensis*, *Nothofagus obliqua*, *Persea lingue*, *Luma apiculata* y *Cryptocarya alba*, además de especies introducidas como *Teline monspessulana* y *Rubus ulmifolius*.

2) Plantación con Escaso Sotobosque (ES)

Cubre el 23% del área de estudio (220 ha). Son rodales con edades entre 13 y 28 años, los que presentan un sotobosque de baja densidad conformado por individuos

juveniles de especies introducidas como *T. monspessulana* y *R. ulmifolius* y también por especies nativas como *A. chilensis* y *Peumus boldus*.

3) Plantación Juvenil (JU)

Son plantaciones de 5 años de edad, cubren el 4% del área de estudio (43 ha) y presentan una alta densidad de pinos, los que aún no han sido raleados.

4) Tala Rasa (TR)

Cubre un 5% del área de estudio (47 ha) y corresponden a plantaciones que han sido taladas recientemente y no presentan cobertura arbórea o arbustiva. Existe una alta cobertura herbácea y ocasionalmente existen algunos rebrotes de árboles nativos que conformaban el sotobosque de las plantaciones como *N. obliqua*, *C. alba* y *A. chilensis*.

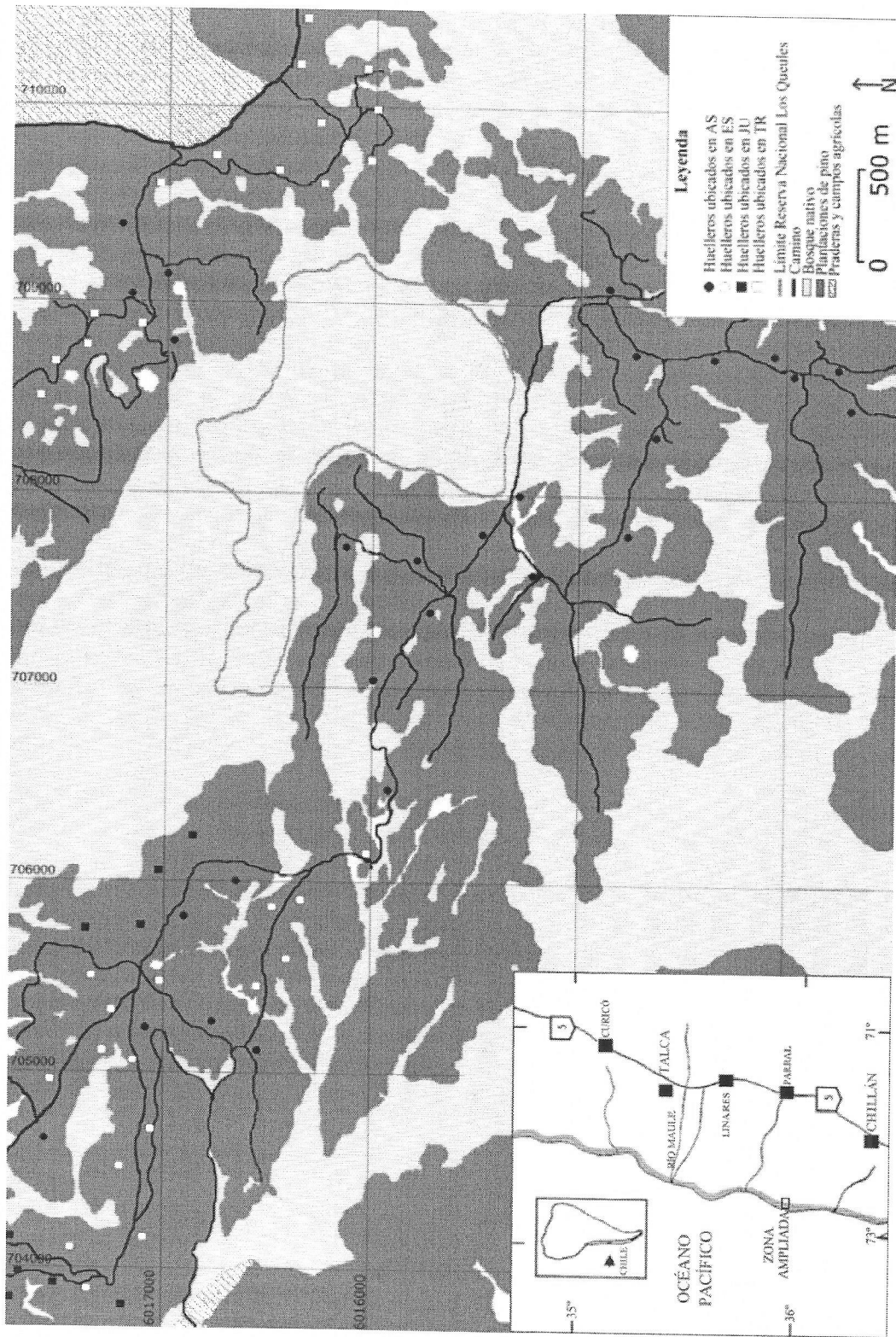


Figura 1. Área de estudio. Ubicación general y en detalle, con los huelleros indicados por círculos. AS = plantación con abundante sotobosque; ES = plantación con escaso sotobosque; JU= plantación juvenil; y TR = tala rasa.

MÉTODOS

1) Evaluación de la Vegetación y el Paisaje

Para evaluar la vegetación medimos la riqueza de especies arbóreas y arbustivas, la densidad de árboles, y la cobertura vertical. Para esto, delimitamos una parcela de 100 m² alrededor de cada huellero (ver 2), abajo), donde identificamos y censamos los árboles y arbustos y medimos la cobertura vertical en tres estratos: bajo (<1,5 m), medio (1,5 - 6 m) y alto (>6 m) (Jiménez *et al.* 1991).

Para evaluar los atributos del paisaje, cada huellero fue georreferenciado con GPS (e-trex, Garmin) y ubicado en un mapa (1:10.000), donde calculamos las distancias desde cada huellero al camino y quebrada más cercana y a la Reserva Nacional Los Queules que forma parte del último parche de bosque adulto continuo de la zona (de aproximadamente 600 ha). Además, calculamos el porcentaje de bosque nativo circundante a 300 m de cada huellero, distancia de influencia del atrayente (ver *b*).

2) Presencia de carnívoros

Para detectar la presencia de carnívoros utilizamos el método de huelleros o estaciones de visita olfativa (EVOs; Linhart & Knowlton 1975; Wemmer *et al.* 1996).

Los huelleros son un área de un metro cuadrado de tierra colada fina, con una tableta de yeso en el centro, la cual se impregna con orina de Lince como atrayente (Bobcat Urine[®]). En estas estaciones, la visita de un animal queda registrada con la impresión de sus huellas (Figura 2). Esta metodología ha sido utilizada para determinar la abundancia relativa de carnívoros en general y ha sido utilizada para félidos, cánidos y

mustélidos chilenos (e.g. Muñoz-Pedreros *et al.* 1995; Acosta-Jamett & Simonetti 2004).

Instalamos 67 huelleros, ubicados a una distancia mínima de 300 m entre ellos. Esta medida es recomendada para considerar a las estaciones como replicados independientes (Wemmer *et al.* 1996). Los huelleros fueron distribuidos proporcionalmente en los diferentes ambientes, de acuerdo a su extensión. Así, instalamos 27 huelleros en plantaciones con abundante sotobosque, 16 en plantaciones con escaso sotobosque, 9 en plantaciones juveniles y 15 en tala rasa (Figura 1).



Figura 2. Huellero visitado por *Oncifelis guigna*. Enero 2005.

Para activar cada huellero se aplicaron 10 gotas de orina de lince por tableta (Linhart & Knowlton 1975) y tres gotas diarias durante los siguientes días de muestreo. Las estaciones se revisaron diariamente e identificamos las huellas a nivel de especie, utilizando la guía de huellas de mamíferos del bosque templado chileno (Acosta-Jamett & Simonetti 1999).

Realizamos un total de 8 campañas de terreno de 5 a 20 días cada una, desde Mayo a Diciembre de 2004 (Tabla 2). Los días de lluvia (14) se consideraron inactivos debido a que el impacto del agua borra las huellas.

Para evitar que diferencias en la abundancia relativa entre hábitat emergieran de diferencias en el esfuerzo de muestreo, equiparamos el número de huelleros activos en cada hábitat. Con este objetivo, en las últimas campañas activamos mayoritariamente los huelleros ubicados en plantaciones juveniles y tala rasa, contando finalmente con un total de 1800 huelleros activos/noche, de los cuales, 459 se ubicaron en plantaciones con abundante sotobosque (equivalente a 17 noches activas), 496 en plantaciones con escaso sotobosque (31 noches), 441 en plantaciones juveniles (49 noches) y 404 en tala rasa (30 noches con 10 estaciones y 7 noches con 15).

Tabla 2. Número de huelleros activos por tipo de hábitat en cada campaña de terreno.

Tipo de hábitat	Campaña de terreno								Total
	Mayo	Junio	Julio	Agosto	Sep-tiembre	Octubre	Noviembre	Diciembre	
AS	69	48	90	75	141	0	0	36	459
ES	48	64	0	0	128	112	144	0	496
JU	27	36	0	0	72	63	135	108	441
TR	0	0	30	25	15	60	135	139	404

Como medida de la abundancia relativa de carnívoros, estimamos el Índice de Visita (IV), que es el cociente entre el número de huelleros visitados y el número de huelleros activos, multiplicado por 1.000 ($IV = \text{huelleros visitados} / \text{huelleros activos} * 1.000$); Linhart & Knowlton 1975).

3) Análisis de datos

Para determinar si los atributos de la vegetación y el paisaje diferían entre hábitats, realizamos pruebas de Kruskal Wallis con cada variable y pruebas *a posteriori* de Dunn (Zar 1996).

Para determinar si un hábitat fue seleccionado, rechazado o utilizado por los carnívoros en proporción a su esfuerzo de muestreo, comparamos el número de visitas observadas en cada hábitat versus las esperadas en función del esfuerzo mediante una prueba de G. De haber diferencias, determinamos cual hábitat fue seleccionado o rechazado mediante una prueba de heterogeneidad.

Para identificar si la abundancia relativa se relacionó con alguno de los atributos de la vegetación y del paisaje, realizamos una regresión lineal simple (Acosta-Jamett & Simonetti 2004). Así, la abundancia relativa de cada huellero se tomó como la variable dependiente y cada una de las características de la vegetación y del paisaje, como variable independiente. Luego, seleccionamos las variables independientes no correlacionadas entre sí y que tuvieran una menor suma de cuadrados residuales en la regresión lineal simple, para efectuar una regresión múltiple paso a paso y obtener un modelo con las variables que más influyeron en la abundancia de una especie de carnívoro (Taucher 1999).

RESULTADOS

1) Caracterización de hábitat

La vegetación presente en plantaciones con abundante sotobosque presentó una riqueza de árboles nativos 10 veces más alta que los demás hábitats ($H_{3,63}=53,98$, $P<0,001$; Test de Dunn, $P<0,05$; Figura 3), entre los cuales no hubo diferencias significativas.

La cobertura en el estrato bajo (<1,5m) y medio (1,5-6m) difirió entre los hábitat ($H_{3,63}=45,8$, y $H_{3,63}=46,5$, respectivamente; $P<0,001$), donde las plantaciones con abundante sotobosque y plantaciones juveniles tuvieron una cobertura por sobre el 20% (Figura 4). Esta cobertura resultó ser significativamente mayor que la registrada en plantaciones con escaso sotobosque y tala rasa, las que presentaron menos del 5% de cobertura en ambos estratos (Test de Dunn, $P<0,05$). En el estrato alto (>6m), las plantaciones juveniles y tala rasa presentaron una cobertura nula, mientras que las plantaciones con abundante y escaso sotobosque exhibieron una cobertura similar entre ellas (Test de Dunn, $P>0,05$; Figura 4).

Las plantaciones con abundante sotobosque presentaron una densidad de árboles del sotobosque significativamente mayor que los demás hábitat ($H_{3,63}=56,8$, $P<0,001$; Test de Dunn, $P<0,05$; Tabla 3).

La densidad de pinos, también difirió entre hábitats ($H_{3,63}=56,8$; $P<0,001$). En tala rasa, la densidad de pinos fue igual a cero, mientras que las plantaciones juveniles presentaron más del doble de densidad de pinos que las plantaciones con abundante y

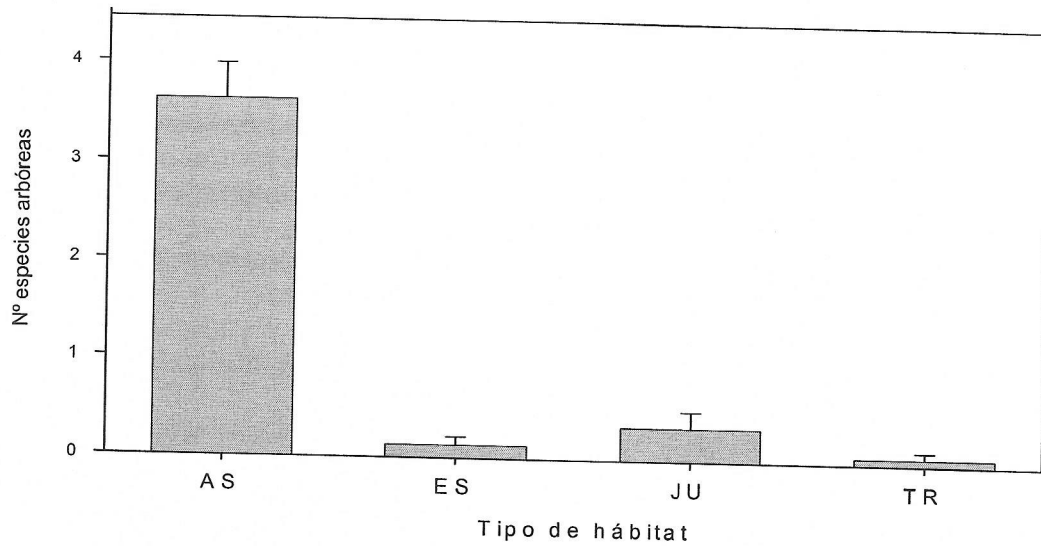


Figura 3. Riqueza de especies nativas del sotobosque por cada tipo de hábitat. Valores son media \pm ee. AS = plantación con abundante sotobosque; ES = plantación con escaso sotobosque; JU= plantación juvenil; y TR = tala rasa.

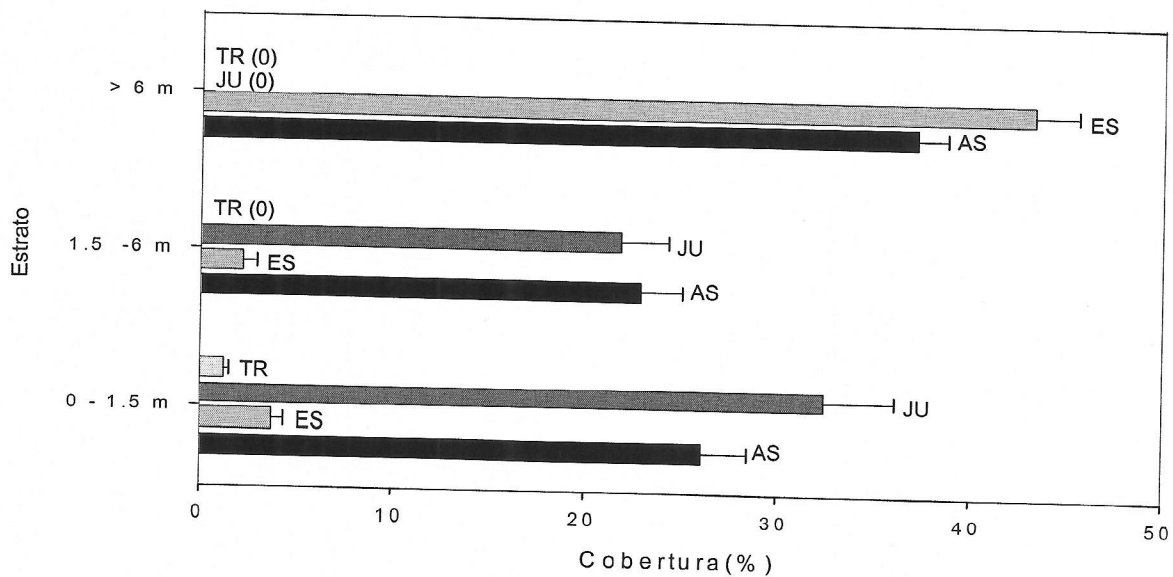


Figura 4. Porcentaje de cobertura en los tres estratos para cada tipo de hábitat. Media \pm ee. AS = plantación con abundante sotobosque; ES = plantación con escaso sotobosque; JU= plantación juvenil; y TR = tala rasa.

escaso sotobosque. Sin embargo, no hubo diferencias significativas en densidad de pinos entre estas dos últimas (Test de Dunn, $P < 0,05$; Tabla 3)

Entre las variables del paisaje, sólo la distancia promedio a la RNLQ y al camino más cercano presentaron diferencias significativas entre los hábitats ($H_{3,63}=37,7$, $P < 0,001$; $H_{3,63}=7,9$, $P=0,05$, respectivamente; Tabla 4). Así, los huelleros ubicados en tala rasa y plantaciones con abundante sotobosque, se encontraban a una distancia similar de la RNLQ y significativamente más cerca que aquellos ubicados en plantaciones juveniles y plantaciones con escaso sotobosque. Los huelleros puestos en plantaciones juveniles y tala rasa, se ubicaron más cerca de un camino que los puestos en plantaciones con abundante sotobosque y plantaciones con escaso sotobosque (Test de Dunn, $P < 0,05$; Tabla 4).

2) Distribución de Carnívoros

Registramos la presencia de cinco especies de carnívoros dentro de las plantaciones de pino. De un total de 68 visitas, casi la mitad (31) se registraron en plantaciones con abundante sotobosque y superaron en más del doble a las registradas en los demás hábitat que presentaron entre 9 y 14 visitas (Tabla 5).

Oncifelis guigna representó el 43% del total de visitas (29) y fue la especie más frecuente. *Pseudalopex culpaeus* y *C. chinga*, representaron un 28 y 22% del total de vistas respectivamente (19 y 15 visitas), mientras que las especies menos frecuentes fueron *P. griseus* y *G. cuja*, con 3 (4%) y 2 visitas (3%), respectivamente (Tabla 5). Debido a su baja ocurrencia, estas dos últimas especies no fueron consideradas en los análisis posteriores.

Tabla 3. Densidad media de *Pinus radiata* y del sotobosque en cada hábitat (media \pm ee). AS = plantación con abundante sotobosque; ES = plantación con escaso sotobosque; JU = plantación juvenil; y TR = tala rasa. Letras diferentes indican que los valores difieren significativamente (Test de Dunn, $P < 0,05$).

Densidad (árboles/100m ²)	Tipo de hábitat				H _{3,63}	P
	AS	ES	JU	TR		
<i>Pinus radiata</i>	6,1 ^a \pm 0,3	7,1 ^a \pm 0,5	16,2 ^b \pm 1,8	0 ^c \pm 0	47,1	<<0,01
Sotobosque	36,6 ^a \pm 4,2	0,3 ^b \pm 0,2	0,6 ^b \pm 0,6	0 ^b \pm 0	56,8	<<0,01

Tabla 4. Media y error estándar de las variables del paisaje para cada tipo de hábitat (media \pm ee). RNLQ = Reserva Nacional Los Queules; AS = plantación con abundante sotobosque; ES = plantación con escaso sotobosque; JU = plantación juvenil; y TR = tala rasa. Letras diferentes indican que los valores difieren significativamente (Test de Dunn, $P < 0,05$).

Variable	Tipo de hábitat				H _{3,63}	P
	AS	ES	JU	TR		
Distancia RNLQ (km)	1,9 ^a \pm 0,2	3,6 ^b \pm 0,2	4,0 ^c \pm 0,4	1,4 ^a \pm 0,1	37,7	<<0,01
Distancia a la quebrada más cercana (m)	101,9 \pm 11,2	115,0 \pm 11,9	123,3 \pm 17,3	141,3 \pm 19,8	3,9	0,27
Distancia al fragmento de bosque más cercano (m)	133,0 \pm 14,7	158,8 \pm 24,3	133,3 \pm 28,6	94,0 \pm 15,8	4,2	0,24
Distancia al camino más cercano (m)	38,4 ^a \pm 7,7	46,7 ^a \pm 8,6	17,1 ^b \pm 3,5	19,3 ^b \pm 4,2	7,9	0,05
Porcentaje de bosque circundante a 300 m	17,8 \pm 3,0	14,1 \pm 2,8	11,1 \pm 2,3	18,0 \pm 1,7	5,8	0,12

Tabla 5. Visitas de carnívoros por hábitat. Se indica el número y porcentaje de visitas de cada especie por tipo de hábitat. AS = plantación con abundante sotobosque; ES = plantación con escaso sotobosque; JU = plantación juvenil; y TR = tala rasa.

Especie	Visitas de carnívoros por tipo de hábitat									
	AS		ES		JU		TR		Total	
	Nº	(%)	Nº	(%)	Nº	(%)	Nº	(%)	Nº	(%)
<i>Conepatus chinga</i>	9	(60,0)	3	(20,0)	2	(13,3)	1	(6,7)	15	(100)
<i>Galictis cuja</i>	2	(100)	0	(0)	0	(0)	0	(0)	2	(100)
<i>Oncifelis guigna</i>	19	(65,5)	5	(17,2)	3	(10,3)	2	(6,9)	29	(100)
<i>Pseudalopex culpaeus</i>	1	(5,3)	1	(5,3)	7	(36,8)	10	(52,6)	19	(100)
<i>Pseudalopex griseus</i>	0	(0)	0	(0)	2	(66,7)	1	(33,3)	3	(100)
Total	31	(45,6)	9	(13,2)	14	(20,6)	14	(20,6)	68	(100)

Ninguna especie se distribuyó homogéneamente dentro de las plantaciones de pino (Figura 5). *Oncifelis guigna* prefirió las plantaciones con abundante sotobosque, donde presentó una abundancia relativa al menos cuatro veces superior que en los demás ambientes (Tabla 6). *Conepatus chinga* se comportó de manera similar, presentando una abundancia relativa tres veces mayor en las plantaciones con abundante sotobosque que en los demás ambientes (Figura 5; Tabla 6).

En el caso opuesto, *P. culpaeus* prefirió la tala rasa y las plantaciones juveniles por sobre las plantaciones con abundante o escaso sotobosque (Tabla 6).

La abundancia de *O. guigna* se relacionó positivamente con una mayor cobertura en los tres estratos considerados en conjunto. Sin embargo, su abundancia relativa no se relacionó significativamente con la cobertura de ninguno de los estratos por separado (Tabla 7). *Oncifelis guigna* se asoció además con una mayor riqueza de árboles nativos en el sotobosque ($P < 0,005$; Tabla 7). A nivel de paisaje, una mayor abundancia de *O. guigna* se asoció a la cercanía con las quebradas y a un mayor porcentaje de bosque nativo circundante (Tabla 7).

Las variables que mejor explicaron la abundancia de *O. guigna*, según el modelo de regresión múltiple, fueron una alta riqueza de árboles nativos en el sotobosque y un alto porcentaje de bosque nativo circundante a cada huellero (Tabla 8).

La abundancia relativa de *Conepatus chinga* se relacionó con una mayor riqueza de árboles nativos en el sotobosque y con una mayor cobertura en los estratos bajo y alto juntos. Sin embargo, a nivel de paisaje, su abundancia no se relacionó significativamente con ninguna variable y sólo se observó una relación marginalmente

significativa de su abundancia con una mayor cercanía a la RNLQ ($P=0,074$) y un mayor porcentaje de bosque nativo circundante ($P=0,1$; Tabla 9). El modelo de regresión múltiple para *C. chinga* identificó a la riqueza de árboles nativos del sotobosque como la variable que mejor explicó su abundancia ($P=0,035$; Tabla 10).

Por su parte, la abundancia de *P. culpaeus* se relacionó significativamente con una menor cobertura en el estrato alto, en los estratos bajo y alto juntos y en los tres estratos juntos (Tabla 11). La única variable del paisaje que mostró una incidencia, aunque sólo marginalmente significativa, en la abundancia de *P. culpaeus*, fue una mayor distancia a la quebrada más cercana.

Una menor cobertura en el estrato bajo y alto juntos, resultó ser la condición que determinó una mayor abundancia de *P. culpaeus* (Tabla 12).

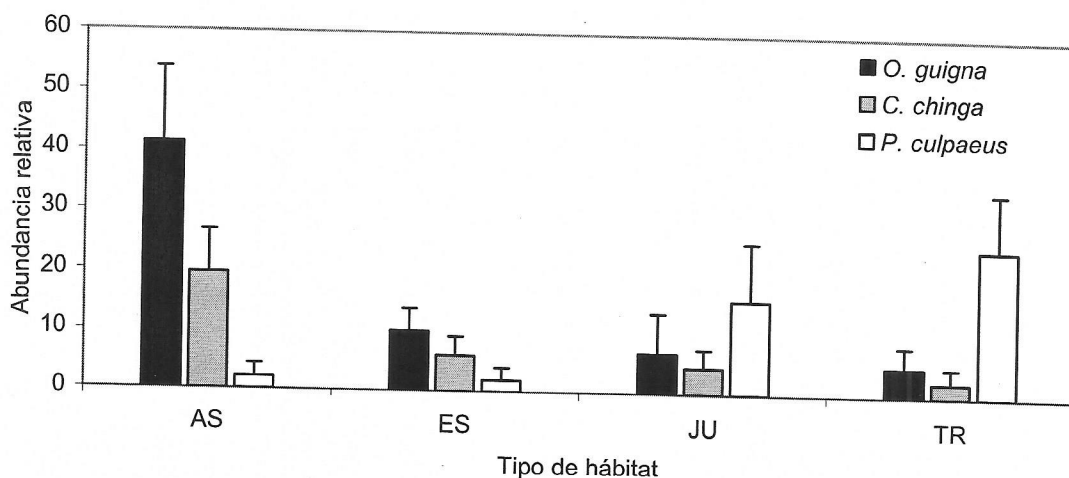


Figura 5. Abundancia relativa en cada tipo de hábitat (visitas por cada 1000 estaciones activas). Media \pm ee. AS = plantación con abundante sotobosque; ES = plantación con escaso sotobosque; JU = plantación juvenil; y TR = tala rasa.

Tabla 6. Visitas observadas versus las esperadas de acuerdo al esfuerzo de muestreo. AS = plantación con abundante sotobosque; ES = plantación con escaso sotobosque; JU = plantación juvenil; y TR = tala rasa.

Especie	Visitas por tipo de hábitat (Observadas /Esperadas)					Prueba de G		Prueba de heterogeneidad	
	AS	ES	JU	TR	Total Obs.	G	P	Hábitat removido	P
<i>Conepatus chinga</i>	9 / 3,8	3 / 4,0	2 / 3,6	1 / 3,6	15	9,0	0,029	AS	0,66
<i>Oncifelis guigna</i>	19 / 7,3	5 / 7,8	3 / 7,0	2 / 7,0	29	22,1	<<0,001	AS	0,60
<i>Pseudalopex culpaeus</i>	1 / 4,7	1 / 5,1	7 / 4,6	10 / 4,6	19	15,3	0,002	TR y JU	0,96
Total	31 / 17,0	9 / 18,4	14 / 16,3	14 / 16,3	68	15,8	0,001	AS	0,31
Esfuerzo (Huelleros activos)	459	496	441	404	1800				

Tabla 7. Regresión lineal simple de la abundancia relativa de *O. guigna* con cada variable de la vegetación y el paisaje. β = coeficiente de regresión; $ee(\beta)$ =error estándar de β ; P=nivel de significancia; los asteriscos marcan las variables que fueron seleccionadas para el análisis de regresión múltiple; RNLQ=Reserva Nacional Los Queules.

Variables	β	$ee(\beta)$	P
Vegetación			
Riqueza de árboles nativos*	0,35	0,12	0,003
% Cobertura estrato bajo (<1,5m)	0,20	0,12	0,105
% Cobertura estrato medio (1.5 - 6m)	0,15	0,12	0,217
% Cobertura estrato alto (> 6m)	0,18	0,12	0,135
% Cobertura estrato bajo y medio	0,19	0,12	0,125
% Cobertura estrato bajo y alto	0,27	0,12	0,030
% Cobertura todos los estratos	0,26	0,12	0,037
Densidad del sotobosque (árboles/100m ²)	0,21	0,12	0,082
Densidad de <i>P. radiata</i> (pinos/100m ²)	0,05	0,12	0,693
Paisaje			
Distancia a la RNLQ	-0,23	0,12	0,221
Distancia a la quebrada más cercana*	-0,24	0,12	0,050
Distancia a bosque nativo más cercano	-0,15	0,12	0,234
Distancia al camino más cercano	-0,04	0,12	0,749
% Bosque nativo circundante a 300m*	0,45	0,11	<0,001

Tabla 8. Modelo generado por regresión múltiple paso a paso, mostrando las variables que dan mayor cuenta de la abundancia relativa de *O. guigna*. $F_{2,64} = 14,34$; $P < < 0,001$.

Variables	β	$ee(\beta)$	P
Riqueza de árboles nativos	0,32	0,10	0,003
% Bosque nativo circundante a 300m	0,43	0,10	<<0,001

Tabla 9. Regresión lineal simple de la abundancia relativa de *C. chinga* con cada variable de la vegetación y el paisaje. β = coeficiente de regresión; $ee(\beta)$ =error estándar de β ; P=nivel de significancia; los asteriscos marcan las variables que fueron seleccionadas para el análisis de regresión múltiple; RNLQ=Reserva Nacional Los Queules.

Variables	β	$ee(\beta)$	P
Vegetación			
Riqueza de árboles nativos*	0,26	0,12	0,036
% Cobertura estrato bajo (<1,5m)	0,18	0,12	0,149
% Cobertura estrato medio (1.5 - 6m)	0,08	0,12	0,515
% Cobertura estrato alto (> 6m)	0,19	0,12	0,130
% Cobertura estrato bajo y medio	0,14	0,12	0,253
% Cobertura estrato bajo y alto	0,25	0,12	0,038
% Cobertura todos los estratos	0,22	0,12	0,074
Densidad del sotobosque (árboles/100m ²)	0,17	0,12	0,167
Densidad de <i>P. radiata</i> (pinos/100m ²)	-0,05	0,12	0,707
Paisaje			
Distancia a la RNLQ*	-0,22	0,12	0,074
Distancia a la quebrada más cercana	-0,04	0,12	0,725
Distancia a bosque nativo más cercano	-0,05	0,12	0,678
Distancia al camino más cercano	-0,05	0,12	0,659
% Bosque nativo circundante a 300m*	0,20	0,12	0,100

Tabla 10. Modelo generado por regresión múltiple paso a paso, mostrando la variable que explicó de mejor forma la abundancia de *C. chinga*. $F_{1,65}=4,592338$; $P<0,05$

Variables	β	$ee(\beta)$	P
Riqueza de árboles nativos	0,26	0,12	0,0359

Tabla 11. Regresión lineal simple de la abundancia relativa de *P. culpaeus* con cada variable de la vegetación y el paisaje. β = coeficiente de regresión; $ee(\beta)$ =error estándar de β ; P=nivel de significancia; los asteriscos marcan las variables que fueron seleccionadas para el análisis de regresión múltiple; RNLQ=Reserva Nacional Los Queules.

Variabes	β	$ee(\beta)$	P
Vegetación			
Riqueza de árboles nativos	-0,22	0,12	0,072
% Cobertura estrato bajo (<1,5m)	-0,18	0,12	0,136
% Cobertura estrato medio (1.5 - 6m)	-0,19	0,12	0,117
% Cobertura estrato alto (> 6m)	-0,39	0,11	0,001
% Cobertura estrato bajo y medio	-0,20	0,12	0,105
% Cobertura estrato bajo y alto*	-0,42	0,11	<0,001
% Cobertura todos los estratos	-0,39	0,11	0,001
Densidad del sotobosque (árboles/100m ²)	-0,19	0,12	0,126
Densidad de <i>P. radiata</i> (pinos/100m ²)	-0,13	0,12	0,302
Paisaje			
Distancia a la RNLQ	0,002	0,12	0,985
Distancia a la quebrada más cercana*	0,21	0,12	0,094
Distancia a bosque nativo más cercano*	-0,15	0,12	0,225
Distancia al camino más cercano	-0,08	0,12	0,531
% Bosque nativo circundante a 300m	0,04	0,12	0,729

Tabla 12. Modelo generado por regresión múltiple paso a paso, mostrando la variable que explicó de mejor forma la abundancia de *P. culpaeus*. $F_{1,65} = 13,99$; $P < 0,001$.

Variabes	β	$ee(\beta)$	P
% Cobertura estrato bajo y alto	-0,42	0,11	<0,001

DISCUSIÓN

La presencia de carnívoros en las plantaciones de pino del Sitio Prioritario Tregualemu, demuestra que lejos de constituir “desiertos biológicos”, éstas contienen cinco de las seis especies de carnívoros presentes en la zona (Contreras 2000; Acosta-Jamett & Simonetti 2004). Inclusive, tres de estas especies presentaron abundancias relativas comparables con las registradas por Acosta-Jamett & Simonetti (2004) dentro del bosque nativo de la misma zona (Figura 6).

Oncifelis guigna, como especialista de bosque, seleccionó las plantaciones con abundante sotobosque. Este hábitat mostró una alta cobertura en todos los estratos y la mayor riqueza de árboles nativos del sotobosque, atributos que lo convierten en el hábitat más parecido al bosque nativo (Acosta-Jamett y Simonetti 2004) y que explicaría la preferencia de *O. guigna*.

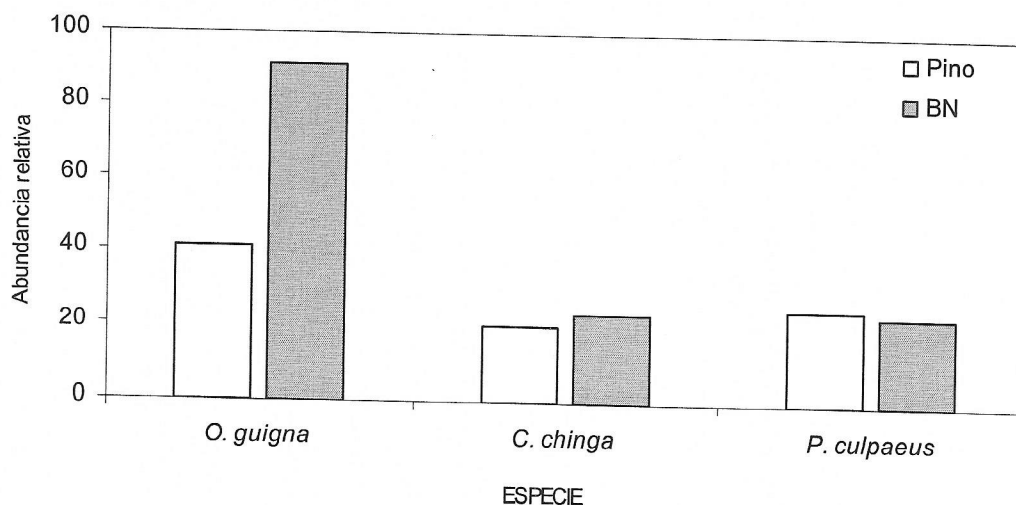


Figura 6. Comparación de abundancia relativa registrada por Acosta-Jamett & Simonetti (2004) en Bosque nativo (BN) y los encontrados en este estudio en plantaciones de pino (AS para *O. guigna* y *C. chinga* y TR para *P. culpaeus*).

Conepatus chinga, a pesar de habitar en una amplia gama de ambientes en su área de distribución general, también seleccionó las plantaciones con abundante sotobosque.

Por su parte, la distribución en el paisaje de *P. culpaeus* confirma que este zorro prefiere hábitat más abiertos, ya que seleccionó las plantaciones juveniles y la tala rasa. Muñoz y Murúa (1990), postularon que esto favorecía la detección de presas y la movilidad de *P. culpaeus* al encontrar que éste aumentaba su abundancia en plantaciones de pino con cinturones raleados dentro de ellas.

El hecho que las plantaciones de pino mantengan poblaciones de carnívoros nativos puede ser explicado porque las plantaciones forestales mantendrían una estructura similar a la del bosque nativo (Hartley 2002) y además presentan una baja presencia humana relativa a otras actividades antrópicas. Esto último, resulta en una menor perturbación a la fauna, ya que la única fase de alta presencia antrópica en las plantaciones se da al cosechar y plantar la nueva generación de pinos, evento que sucede en intervalos de aproximadamente 20 años. Por otra parte, dentro de las plantaciones de pino de Tregualemu abundan micromamíferos y aves (Vergara & Simonetti 2004; Saavedra & Simonetti, en prensa), presas comunes de la guiña (Sanderson *et al.* 1999; Dunstone *et al.* 2002; Correa & Roa en prensa), el chingue (Quintana *et al.* 2000) y el zorro culpeo (Quintana *et al.* 2000; Correa & Roa en prensa).

Las características que se relacionaron con una mayor abundancia de las diferentes especies de carnívoros tienen importantes implicancias prácticas, ya que nos dan

señales de cómo manejar un paisaje dominado por plantaciones de pino para favorecer la conservación de una especie en particular.

En la zona costera de Chile central el carnívoro que necesita mayor atención es *O. guigna*. Según estimaciones de Acosta-Jamett *et al.* (2003), de 11 poblaciones identificadas sólo sería viable aquella asociada al Parque Nacional Nahuelbuta, mientras que la población de Tregualemu se encontraría en equilibrio inestable y su supervivencia dependería de la conectividad entre los fragmentos de bosque nativo remanentes.

En este escenario, y debido a que *O. guigna* podría moverse expeditamente sólo a través de plantaciones que reúnan ciertas condiciones, se puede diseñar un paisaje de conservación para *O. guigna*, manejando las plantaciones de pino que rodean los fragmentos de bosque nativo, para que sean utilizadas como corredor biológico por este felino (e.g. Palomares *et al.* 2000; Wikramanayake *et al.* 2004).

En este sentido, nuestros resultados sugieren que un manejo orientado a la conservación de *O. guigna* en un paisaje dominado por plantaciones de pino debe considerar las siguientes acciones:

1) Mantener los fragmentos de bosque nativo

La mantención de los fragmentos de bosque nativo es esencial para la sobrevivencia de *O. guigna*, ya que éstos aún albergan individuos de este felino (Acosta-Jamett & Simonetti 2004) y mostraron ser determinantes de la abundancia de *O. guigna* dentro de las plantaciones forestales. Estos dos hechos sugieren que estos fragmentos de

bosque podrían estar actuando como una fuente o refugio de animales y por lo tanto, su mantención aseguraría la población de *O. guigna* en el paisaje.

2) Permitir la presencia de sotobosque

El sotobosque que se desarrolla bajo el dosel de las plantaciones forestales es el responsable de crear las condiciones apropiadas para que éstas sean utilizadas por *O. guigna*. Por lo tanto, se debe permitir el crecimiento del sotobosque si se quiere mantener la conectividad del paisaje para la guiña. Idealmente, este sotobosque se debe componer al menos por tres especies de árboles nativos y generar una cobertura superior al 20% en el estrato bajo.

3) Diseñar espacial y temporalmente las cosechas

Se puede diseñar el ciclo cosecha-plantación tanto a escala espacial como temporal, manteniendo corredores o parches significativos de plantaciones apropiadas para el uso de *O. guigna* que aseguren la conectividad de la población en el paisaje.

Este nuevo escenario en que *O. guigna* podría utilizar las plantaciones de pino como corredor o hábitat, facilitaría su conservación en la zona costera de Chile central, ya que dejaría de tener una estructura poblacional inestable, logrando desplazarse y conectar poblaciones que de otra forma, estarían disjuntas (Acosta & Simonetti 2002).

Estas recomendaciones al manejo de las plantaciones, además de favorecer la conservación de *O. guigna* también contribuirían a la mantención de una importante fracción de la biodiversidad del Bosque Maulino. Como ejemplo, más del 60% de los micromamíferos e insectos y el 90% de las aves registradas en el bosque nativo del

sitio prioritario Tregualemu se encontró también en plantaciones de pino, asociados a la cobertura provista por el sotobosque (Grez *et. al* 2003; Vergara & Simonetti 2004; Saavedra & Simonetti, 2005). En este estudio, además se registró la presencia de 20 especies nativas de árboles y arbustos conformando el sotobosque de las plantaciones.

Los posibles beneficios a la biodiversidad que podría producir la implementación de estas medidas, son alentadores si consideramos que contamos con 1,8 millones de hectáreas de plantaciones de pino para manejar con estos objetivos. Podríamos así, disminuir la fragmentación de las poblaciones silvestres y con ello su riesgo de extinción.

La implementación de estas recomendaciones por parte de los administradores de empresas forestales es factible a un bajo costo, ya que no implica mayores esfuerzos económicos ni disminución de la producción de madera (Hartley 2002). Más bien al contrario, el demostrar ser una actividad compatible con la conservación de la biodiversidad, le permite a una empresa mantenerse competitiva dentro de un mercado y opinión pública cada vez más exigente en cuanto a la problemática ambiental.

REFERENCIAS

- Acosta-Jamett G & JA Simonetti (1999) Guía de huellas de once especies de mamíferos del bosque templado chileno. Boletín del Museo Nacional de Historia Natural 48: 19-27.
- Acosta-Jamett G & JA Simonetti (2004) Habitat use by *Oncifelis guigna* and *Pseudalopex culpaeus* in a fragmented forest landscape in central Chile. Biodiversity and Conservation 13: 1135-1151.
- Acosta-Jamett G, JA Simonetti, RO Bustamante & N Dunstone (2003) Metapopulation approach to assess survival of *Oncifelis guigna* in fragmented forests of central Chile: a theoretical model. Mastozoología Neotropical 10: 217-229.
- Bowman J, G Forbes & T Dilworth (2001) Landscape context and small-mammal abundance in a managed forest. Forest Ecology and Management 140: 249-255.
- CONAF/CONAMA (1999_a) Catastro y evaluación de recursos vegetacionales nativos de Chile: Informe Nacional con variables ambientales. Santiago.
- CONAF/CONAMA (1999_b) Catastro y evaluación de recursos vegetacionales nativos de Chile: Informe Regional Séptima Región. Santiago.
- Contreras L (2000) Biogeografía de mamíferos terrestres de Chile. En Muñoz-Pedreros A & J Yáñez (eds) Mamíferos de Chile. CEA ediciones, Valdivia: 241-249.
- Davies K, C Gascon & C Margules (2001) Habitat fragmentation: consequences, management, and future research priorities. En Soulé ME & G Orians (eds) Conservation Biology: research priorities for the next decade. Island Press, Washington: 81-97.
- Dunstone N, L Durbin, I Wyllie, R Freer, G Acosta-Jamett, M Mazzolli & S Rose 2002 Spatial organization, ranging behavior and habitat use of kodkod (*Oncifelis guigna*) in southern Chile. Journal of Zoology 256: 1-11.
- Estades C & S Temple (1999) Deciduous-forest bird communities in fragmented landscape dominated by exotic pine plantations. Ecological Applications 9: 573-585.
- FAO (2001) States of the world's forest. FAO, Roma.
- Farigh L (2003) Effects of habitat fragmentation on biodiversity. Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics 34: 487-515.
- Glade A (ed) (1993) Libro rojo de los vertebrados terrestres de Chile, 2º edición. Corporación Nacional Forestal, Santiago.

- Grez A, P Moreno & M Elgueta (2003) Coleópteros (Insecta: Coleóptera) epigeos asociados al bosque maulino y plantaciones de pino aledañas. *Revista chilena de entomología* 29: 9-18.
- Harestad AS & FL Bunnell (1979) Home range and weight a reevaluation. *Ecology* 60: 389-402.
- Hartley MJ (2002) Rationale and methods for conserving biodiversity in plantation forests. *Forest Ecology and Management* 155: 81-95.
- Jiménez JE, PA Marquet, RG Medel & FM Jaksic (1991) Comparative ecology of Darwin's fox (*Pseudalopex fulvipes*) in mainland and island setting of southern Chile. *Revista Chilena de Historia Natural* 63: 177-186.
- Lara A, C Donoso & JC Aravena (1996) La conservación del bosque nativo en Chile: problemas y desafíos. En Armesto JJ, C Villagrán & MK Arroyo (eds) *Ecología de los bosques nativos de Chile*. Editorial Universitaria, Santiago: 335-362.
- Lindermayer D & J Franklin (2002) *Conserving forest biodiversity: a comprehensive multiscaled approach*. Island Press, Washington.
- Lindenmayer D, R Cunningham, M Pope & C Donnelly (1999) A field-based experiment to examine the response of mammals to landscape context and habitat fragmentation. *Biological Conservation* 88: 387-403.
- Linhart S & F Nowlton (1975) Determining the relative abundance of coyotes by scent-station lines. *Wildlife Society Bulletin* 3: 119-124.
- Muñoz A & R Murúa (1990) Control of small mammals in a pine plantation (central Chile) by modification of the habitat of predators (*Tyto alba*, Strigiforme and *Pseudalopex* spp., Canidae). *Acta Oecológica* 11: 251-261.
- Muñoz M, H Núñez & J Yáñez (eds) (1996) *Libro rojo de los sitios prioritarios para la conservación de la diversidad biológica en Chile*. Corporación Nacional Forestal, Santiago.
- Muñoz-Pedreros A, J Rau, M Valdebenito, V Quintana & D Martínez (1995) Densidad relativa de pumas (*Felis concolor*) en un ecosistema forestal del sur de Chile. *Revista Chilena de Historia Natural* 68: 501-507.
- Palomares F, M Delibes, P Ferreras, JM Fedriani, J Calzada & E Revilla (2000) Iberian lynx in a fragmented landscape: predispersal, dispersal, and postdispersal habitats. *Conservation Biology*, 14: 809-818.
- Quintana V, J Yáñez & M Valdebenito (2000). Orden carnívora. En Muñoz-Pedreros A & J Yáñez (eds) *Mamíferos de Chile*. CEA ediciones, Valdivia: 155-187.
- Redford K & J Eisenberg (1992) *Mammals of the Neotropic, vol. 2: the southern cone*. University of Chicago Press, Chicago.

- Reid WV (1992) How many species will there be?. En Whitmore TC & JA Sayer (eds) Tropical deforestation and species extinction. Chapman & Hall, Londres: 55-71.
- Saavedra & Simonetti (2005) Micromamíferos en fragmentos de bosque nativo y plantaciones de pino aledañas. En Smith-Ramírez C, JJ Armesto & C Valdovinos (eds) Historia, biodiversidad y ecología de los bosques de la cordillera de la costa de Chile. Editorial Universitaria, Santiago: 532-536.
- SAG (2003) Convención sobre el comercio de especies amenazadas de fauna y flora silvestres, CITES. Servicio Agrícola y Ganadero, Santiago.
- Sala O, F Chapin III, J Armesto, E Berlow, J Bloomfield, R Dirzo, E Huber-Sanwald, L Huenneke, R Jackson, A Kinzig, R Leemans, D Lodge, H Mooney, M Oesterheld, N LeRoy, M Sykes, B Walker, M Walter & D Wall (2000) Global biodiversity scenarios for the year 2100. Science 287: 1770-1774.
- Sanderson J, ME Sunquist & A Iriarte (2002) Natural history and landscape-use of guignas (*Oncifelis guigna*) on Isla Grande de Chiloé. Journal of Mammalogy 83: 608-613.
- Simonetti JA & JE Mella (1997) Park size and the conservation of Chilean mammals. Revista Chilena de Historia Natural 70: 213-220.
- Simonetti JA, AA Grez & RO Bustamante (2002) El valor de la matriz en la conservación ambiental. Ambiente y Desarrollo (Chile) 18: 116-118.
- Terborgh J (1974) Preservation of natural diversity: the problem of extinction prone species. Bioscience: 24: 715-721.
- Taucher E (1999) Bioestadística. Editorial Universitaria. Santiago.
- Wemmer C, T Kunz, G Lundie-Jenkins & W McShea (1996) Mammalian sign. En Wilson D, F Cole, J Nichols, R Rudram & M Foster (eds) Measuring and monitoring biological biodiversity: standard methods for mammals. Smithsonian Institution Press, Washington D.C.: 157-176.
- Vergara P & Simonetti JA (2004) Avian responses to fragmentation of the Maulino Forest in central Chile. Oryx 38: 383-388.
- Wiens JA (1976) Population responses to patchy environments. Annual review of Ecology and Systematics 7: 81-120.
- Wikramanayake E, M McKnight, E Dinerstein, A Joshi, B Gurung & D Smith (2004) Designing a conservation landscape for tigers in human-dominated environments. Conservation Biology 18: 839-844.
- Zar JH (1984). Biostatistical analysis. 3ª edición. Prentice-Hall, Englewood Cliffs.