

**EFECTO DE LA FRAGMENTACIÓN DEL BOSQUE NATIVO EN LA
CONSERVACIÓN DE *ONCIFELIS GUIGNA* Y *PSEUDALOPEX*
CULPAEUS EN CHILE CENTRAL**

Tesis entregada a la Universidad de Chile
en cumplimiento parcial de los requisitos
para optar al grado de Magister en
Ciencias Biológicas mención Ecología

Facultad de Ciencias

Por

GERARDO ALFREDO ACOSTA JAMETT

2001

Director de tesis: Dr. Javier A. Simonetti

Facultad de Ciencias

Universidad de Chile

INFORME DE APROBACION

TESIS DE MAGISTER

Se informa a la Escuela de Postgrado de la Facultad de Ciencias que la Tesis de Magister presentada por el candidato

Gerardo Alfredo Acosta Jamett

Ha sido aprobada por la Comisión Informante de Tesis como requisito para el grado de Magister en Ciencias Biológicas con mención en Ecología, en el examen de defensa de Tesis rendido el 15 de Mayo del 2001.

Director de Tesis

Dr. Javier A. Simonetti.....

Comisión Informante de Tesis

Dr. Ramiro Bustamante.....

Dr. Juan Armesto.....

A Jessica

A todos aquellos que admiran la naturaleza

AGRADECIMIENTOS

Agradezco especialmente a mi esposa Jessica, por su apoyo incondicional en mi desarrollo profesional. A mi profesor y amigo Javier Simonetti, por su dedicación y consejos, por darme la oportunidad de realizar el sueño de trabajar con nuestra fauna nativa a pesar de los riesgos que ello implicaba; por confiar en la posibilidad de realizar este estudio y por su paciencia y voluntad de transmitir sus conocimientos.

A Audrey Grez y Ramiro Bustamante, por su ayuda incondicional. A C. Fernández por los dibujos realizados, a J. Arroyo, D. Donoso, C. Henríquez y F. Campos por su colaboración en terreno, a P. Vergara por la ayuda otorgada en los análisis estadísticos. A todos ellos mis más sinceros agradecimiento por haberme dado además, la oportunidad de compartir magníficos momentos en terreno, aunque en algunas ocasiones fueron largos días de trabajo, también fueron ocasiones de compañerismo y solidaridad.

Además, quisiera agradecer el apoyo del personal del Parque Zoológico de Santiago, especialmente su Director, G. González, por las facilidades otorgadas, a J.L. Yáñez por permitir el acceso a las colecciones del Museo Nacional de Historia Natural. El apoyo y facilidades otorgadas por CONAF, especialmente a Alexis Villa Jefe de Patrimonio Silvestre de la VII región y a Fernando Campos guardaparque de la Reserva Nacional Los Queules por su apoyo en terreno. A la Sociedad Forestal Millalemu y a su personal por todas las facilidades otorgadas en la realización de esta tesis.

Agradezco además, al financiamiento otorgado por Fondecyt 1981050 a Javier Simonetti y por la beca PG/47/2000 del Departamento de Post Grado de la Universidad de Chile.

INDICE

	Página
Agradecimientos.....	i
Índice.....	ii
Lista de Tablas.....	iv
Lista de Figuras.....	v
Resumen.....	1
Abstract.....	2
Introducción General.....	3
CAPÍTULO I: Habitat selection in <i>Oncifelis guigna</i> and <i>Pseudalopex culpaeus</i> in fragmented forests in central Chile	
Abstract.....	5
Resumen.....	5
Introduction.....	7
Methods.....	9
Results.....	14
Discussion.....	20
Acknowledgements.....	22
References.....	22
CAPÍTULO II. Conservation of <i>Oncifelis guigna</i> in fragmented landscapes of central Chile: a metapopulation approach	
Abstract.....	28
Resumen.....	28
Introduction.....	29
Methods.....	32
Results.....	34

Discussion.....	35
Acknowledgements.....	41
References.....	41
DISCUSIÓN GENERAL.....	46
APENDICE I. Guía de huellas de once especies de mamíferos del bosque templado chileno	
Resumen.....	52
Abstract.....	52
Introducción.....	52
Métodos.....	54
Resultados y discusión.....	55
Agradecimientos.....	62
Literatura citada.....	62

LISTA DE TABLAS

CAPÍTULO I	Página
Tabla 1. Especies arbóreas encontradas en los tipos de hábitat estudiados.....	14
Table 2. Visitas de carnívoros a estaciones olfativas.....	16
Tabla 3. Visitas de <i>O. guigna</i> y <i>P. culpaeus</i> a estaciones olfativas.....	16
Tabla 4. Regresión logística de variables de hábitat sobre el índice de visita a estaciones olfativas de <i>O. guigna</i>	18
Tabla 5. Regresión logística múltiple de variables de hábitat sobre índice de visita a estaciones olfativas de <i>O. guigna</i>	18
Tabla 6. Regresión logística de variables de hábitat sobre índice de visita a estaciones olfativas de <i>P.</i> <i>culpaeus</i>	19
Tabla 7. Regresión logística múltiple de variables de hábitat sobre índice de visita a estaciones olfativas de <i>P. culpaeus</i>	19
CAPÍTULO II	
Tabla 1. Clasificación metapoblacional de <i>O. guigna</i> en Chile central.....	38
APÉNDICE I	
Cuadro 1. Diversidad de mamíferos en la Reserva Nacional Los Queules y fragmentos de bosque aledaños.....	60

LISTA DE FIGURAS

CAPÍTULO I	Páginas
Figura 1. Area de estudio	9
Figura 2. Estaciones de visita olfativa instaladas en el área de estudio.....	10
Figura 3. Técnica de atracción a estaciones de visita olfativa.....	11
Figura 4. Cobertura de vegetación en estratos verticales.....	14
Figura 5. Caracterización del paisaje alrededor de las estaciones de visita olfativa.....	15
Figura 6. Índice de estaciones olfativas determinado en hábitats considerados	17
CAPÍTULO II	
Figura 1. <i>Oncifelis guigna</i>	30
Figura 2. Delimitación de las metapoblaciones de <i>O. guigna</i> en Chile central.....	36
Figura 3. Distribución de frecuencia del tamaño subpoblacional y metapoblacional de <i>O. guigna</i>	37
Figura 4. Situación de las metapoblaciones de <i>O. guigna</i> en Chile central considerando tasa de deforestación.....	39
APÉNDICE I	
Figura 1. Huellas de mamíferos del bosque templado.....	58

RESUMEN

Los bosques nativos de Chile han sido reemplazados por plantaciones, generando un mosaico de fragmentos de bosque de diferentes tamaños inmersos en una matriz de plantaciones y cultivos. Esta transformación del paisaje podría afectar la disponibilidad de hábitat para los carnívoros nativos como *Oncifelis guigna* y *Pseudalopex culpaeus*. Para determinar el eventual impacto de la fragmentación del bosque nativo sobre estos carnívoros, evalué el uso del espacio que estos realizan. El estudio se realizó en la Reserva Nacional Los Queules, en fragmentos de bosque cercanos y en plantaciones de pino (35°59' S, 72°41' O). El uso de hábitat se determinó mediante estaciones de visita olfativas. Para cada estación se caracterizó la estructura y composición de la vegetación y distancia a bosque nativo, quebradas y caminos más cercanos. *Oncifelis guigna* prefirió hábitats con coberturas arbustivas densas, distantes de caminos y cercanos a parches de bosque de gran extensión, estando prácticamente restringida a este hábitat. En contraste, *P. culpaeus* utilizó hábitats abiertos, cercanos a caminos, usando extensamente las plantaciones. Debido a que *O. guigna* se encontraría preferentemente restringido al bosque nativo, se empleó una aproximación metapoblacional para inferir la probabilidad de extinción de sus poblaciones en áreas silvestres protegidas de la zona costera de Chile central. Se clasificaron metapoblaciones dependiendo del tamaño y grado de aislamiento de los parches de bosque existentes en la zona. De este modo se determinó que la única metapoblación viable en el largo plazo es la compuesta por el Parque Nacional Nahuelbuta y fragmentos aledaños. La metapoblación constituida por las Reservas Nacionales Los Queules y Los Ruiles podría mantenerse sólo en el corto y mediano plazo. No obstante, ambas metapoblaciones dependen de los fragmentos de bosque ubicados fuera de las áreas silvestres, los cuales se encuentran principalmente en manos de empresas forestales. Debido a la importancia de estos para la supervivencia de *O. guigna*, sólo mediante un programa de protección de fragmentos aledaños a las áreas silvestres protegidas que involucre en forma activa tanto a organismos privados como gubernamentales se conservará a *O. guigna* en la zona costera de Chile central. Por otro lado, *P. culpaeus*, debido a su carácter generalista, no vería afectada su supervivencia en este nuevo paisaje.

ABSTRACT

Chilean native forests have been replaced by plantations, generating a mosaic of native fragments of different size embedded in a matrix of farms and plantations. This landscape transformation could affect habitat viability for wild carnivores like *Oncifelis guigna* and *Pseudalopex culpaeus*. To determine the potential impact of habitat fragmentation over the species, we evaluated their pattern of habitat use. The study was carried out in Los Queules National Reserve, native forest fragments closer and in pine plantations surrounding the Reserve (35°59' S, 72°41' W). Habitat use was assessed through visit to scent-stations. Around each scent-station we characterised vegetation structure and composition and its distance to large native forest, creeks and roads. *Oncifelis guigna* preferred habitats with dense covers, distant to roads and near to large native forest, being restricted to this habitat. In the other hand, *P. culpaeus* used opened habitat, close to roads, employing extensively pine plantations. Because *O. guigna* is restricted to forest, we used a metapopulation approach to infer its extinction probability in protected areas of central Chile. Metapopulations were classified depending on size and isolation degree of native forest fragments. Only one metapopulation composed by Nahuelbuta National Park and native forest fragments surrounding it, would be viable in the long-term. Metapopulation composed by Los Queules and Los Ruiles National Reserves could survive only in a short to medium term. Nevertheless, both populations depend on native forest fragments outside protected areas, which are mainly property of forestry companies. Therefore, due its importance for *O. guigna* survival, only through a protection program of native forest fragments close to protected areas, involving non governmental and governmental organisations, we may effectively conserve *O. guigna* in central coastal zone in Chile. On the other hand, *P. culpaeus*, being generalist would be less affected by habitat transformation.

INTRODUCCIÓN GENERAL

La deforestación y fragmentación de los bosques pueden tener diversos efectos sobre las poblaciones animales dependiendo del grado de especialización en hábitat que estas tengan. Animales restringidos al bosque nativo serán más afectados por la pérdida de su hábitat, al disminuir el área disponible para mantener poblaciones viables. En cambio, especies generalistas, capaces de utilizar tanto el bosque original como la nueva matriz de hábitat circundante, serán menos afectados o incluso, podrían beneficiarse en este nuevo paisaje. En particular, especies como los carnívoros que requieren grandes extensiones de terreno para mantener sus poblaciones y que además utilicen principalmente el bosque nativo se verán más afectados por su fragmentación (Beier, 1993).

Los bosques de Chile central han sido sometidos a una creciente y extensa deforestación y fragmentación, inicialmente debido a la apertura de terrenos para actividades agrícolas y posteriormente debido al reemplazo del bosque nativo por plantaciones exóticas, principalmente *Pinus radiata* (Lara et al., 1996). Estas transformaciones han afectado a los vertebrados que habitan en ellos, siendo la zona de Chile central el área con mayor cantidad de especies amenazadas del país. La destrucción de los bosques es la causa más frecuente de amenaza (Miller et al., 1983; Simonetti, 1999).

Entre los carnívoros que habitan estos bosques está *Oncifelis guigna*, endémica del centro-sur de Chile y Argentina. Esta especie ha sido descrita como especialista en bosque nativo (Dunstone et al., en prensa). Considerando la creciente pérdida de su hábitat, *O. guigna* estaría siendo negativamente afectado por la fragmentación del hábitat boscoso original. Efectivamente, esta especie se encuentra declarada “En peligro de extinción” según el Libro Rojo de Vertebrados Terrestres (Glade, 1988). Otras especies de carnívoros, en cambio, podrían ser menos afectadas por la disminución de la superficie de bosque nativo, como *Pseudalopex culpaeus*, cánido que utiliza distintos tipos de ambiente (Medel & Jaksic, 1988; Novaro, 1997). Por lo tanto, comparativamente sus poblaciones debieran estar en un mejor estatus poblacional. Sin embargo, debido al escaso número de estudios

poblacionales, su estado de conservación se describe como Indeterminado en Chile (Glade, 1988) y en Argentina como “Potencialmente Vulnerable” (Díaz & Ojeda, 2000).

Por lo tanto, dependiendo del grado de especialización de las especies en el mosaico de hábitat podremos inferir el impacto de la transformación del paisaje sobre el estatus poblacional para ambos carnívoros. En este sentido, si *O. guigna* utiliza principalmente los fragmentos de bosque nativo, esto nos permitiría sugerir una estructura metapoblacional para esta especie en la cordillera de la costa de la zona centro sur de Chile, dependiendo del tamaño y el grado de aislamiento de los parches de bosque remanentes. En cambio, *P. culpaeus* debiera poseer un mejor estatus poblacional, ya que utilizaría diferentes tipos de ambientes, la pérdida de bosque nativo no debiera ser tan perjudicial.

Operacionalmente, en esta tesis analizo el uso del hábitat de *O. guigna* y *P. culpaeus*, especialmente su asociación al uso de los fragmentos de bosque nativo en la VII región. Además, elaboro un modelo metapoblacional para analizar la viabilidad de las poblaciones de *O. guigna* en la cordillera de la costa entre las regiones VII-IX, considerando una creciente fragmentación y deforestación.

CAPÍTULO I

HABITAT SELECTION IN *Oncifelis guigna* and *Pseudalopex culpaeus* IN FRAGMENTED FORESTS IN CENTRAL CHILE

Abstract.

Native forests in Chile have been replaced by exotic plantations, generating a mosaic of forest fragments immersed in a new matrix of plantations and farms. This landscape change could affect habitat availability for native carnivores such as *Oncifelis guigna* (Felidae) and *Pseudalopex culpaeus* (Canidae). To determine the potential impact of native forest fragmentation on these species, we assessed habitat use by the carnivores. Study was developed in Los Queules National Reserve, native forest fragments and surrounding pine plantations (35°59' S, 72°41' W) in central Chile. We placed scent-stations (SS) in three types of habitats from March to August 2000, setting a total of 620 SS. We characterised structure and composition of vegetation 100 m² around every SS and measured its distance to nearest native forest patch, road and closer bottom creek. *Oncifelis guigna* preferred habitats with dense bush cover, far from roads and closer to large patches of native forest, being almost exclusively restricted to this habitat. In contrast, *Pseudalopex culpaeus* used open habitats, close to roads, relying extensively on *Pinus* plantations but scarcely using forest and fragments. Therefore, fragmentation of native forests would have a larger negative effect over *O. guigna* populations, but not for *P. culpaeus* considering habitat use only.

Resumen.

Los bosques nativos de Chile han sido reemplazados por plantaciones, generando un mosaico de fragmentos de bosque de diferentes tamaños inmersos en una matriz de plantaciones y cultivos. Esta transformación del paisaje podría afectar la disponibilidad de hábitat para los carnívoros nativos, como *Oncifelis guigna* y *Pseudalopex culpaeus*. Para determinar el eventual impacto de la fragmentación del bosque nativo sobre estos carnívoros, evaluamos el uso del espacio que realizan estas especies. El estudio lo

realizamos en la Reserva Nacional Los Queules, en fragmentos de bosques nativo cercanos y en plantaciones de pino aledañas a la Reserva (35°59' S, 72°41' O). Evaluamos el uso de hábitat mediante estaciones de visita olfativas. Para cada estación caracterizamos la estructura y composición de la vegetación y sus distancias a bosque nativo, quebradas y caminos más cercanos. *O. guigna* prefiere hábitats con coberturas arbustivas densas, distantes de los caminos y en los parches de bosque nativo de gran extensión, estando prácticamente restringida al bosque nativo. En contraste, *P. culpaeus* utiliza de preferencia hábitat abiertos, cercanos a caminos, usando extensamente las plantaciones de pino. El reemplazo y fragmentación de los bosques tendría un efecto sobre las poblaciones de *O. guigna* debido a la disminución del hábitat disponible para mantener poblaciones viables, pero no sobre *P. culpaeus*, considerando solamente el uso que estas especies realizan del hábitat.

INTRODUCTION

Habitat loss has widespread consequences over vertebrates, involving a reduction of habitat availability for some animal populations (Saunders, 1991; Caughley, 1994; Fahrig & Merriam, 1994). Animal vulnerability to deforestation and fragmentation depends on its habitat preference and requirements. Forest specialists will be more affected by deforestation. These animals will be more influenced by habitat loss, due to the reduction of the available area to maintain a minimum viable population (Caughley, 1994; Songer et al., 1997). By contrast, generalist species, which use the original forest as well as the new anthropogenic matrix of surrounding habitat, will be less influenced. Specialist's species with large habitat requirement such as some mammalian carnivores could be particularly affected (Beier, 1993; Maher & Cox, 1995; Lidicker, 1996).

Deforestation and fragmentation is a growing phenomena in the Neotropics (Skole & Tucker, 1993) (0.4 % annual rate: FAO, 1999). Forest in Chile are not an exception (Donoso & Lara, 1996; Lara et al., 1996). In south-central Chile (36° to 38 S, 72° W), native forests have been extensively and intensely fragmented, resting only few hectares in bottom creeks surrounded by a matrix of exotic pine plantations (*Pinus radiata*: San Martín & Donoso, 1996; Bustamante & Castor, 1998; Grez et al., 1998). Native forest has been substituted by Monterrey pine plantations in coastal area of central Chile, where 31% of the native forest was replaced by *P. radiata* in only nine years (Lara et al., 1996). This transformation implies a threat to vertebrate survival. In fact, it is the area with more conservation problems in Chile (Simonetti, 1994, 1999). All nine carnivores' species living in this area are in some category of conservation (Glade, 1988).

Among threatened carnivores, *Oncifelis guigna* is a small felid occurring in south-central Chile and adjacent areas in Argentina (Cabrera, 1960; Redford & Eisenberg, 1992). This species is a native forest specialist (Greer, 1966; Sanderson, 1999; Dunstone et al., in press), that inhabits temperate forests and semiopen areas (Miller et al., 1983). In fragmented areas of Chiloé Island, *O. guigna* preferentially utilise corridors of native vegetation along river margins to move between forest fragments (Sunquist & Sanderson,

1998; Sanderson, et al., in press). Therefore, this felid would be negatively affected by progressive destruction of forests, threatening its persistence in the long term due to the scarcity of habitat available to maintain viable populations. Currently it is considered endangered in Chile (Glade, 1998), Vulnerable in Argentina (Díaz & Ojeda, 2000) and Indeterminate by IUCN (Nowell & Jackson, 1996).

Furthermore, most small felids that live in forest hunt small preys above trees and need understory vegetation for cover while stalking prey and breeding (Kleiman & Eisenberg, 1973; Palomares et al., 2000). Thus, *O. guigna* might prefer native forest over pine plantations which show scarce understory vegetation in most places because of silvicultural activities (Palomares et al., 2000).

On the other hand, *Pseudalopex culpaeus*, is a canid species regarded as generalist, thriving in various kinds of habitat such as steppe, bushes and native forest (Medel & Jaksic, 1988; Jaksic et al., 1990; Martínez et al., 1993; Jiménez et al., 1996; Novaro, 1997). Furthermore, *P. culpaeus* even inhabits pine plantations (Muñoz & Murúa, 1990). Because it is less restricted to native forest, it should be less affected by forest fragmentation. Nevertheless, given the paucity of studies in central Chile, its conservation status remains unknown (Glade, 1988).

If *O. guigna* is a forest specialist, it should be restricted to large tracts of native forest, and use forest fragments but not pine plantations. In contrast, *P. culpaeus* should use all landscape patches and use forest in proportion to habitats abundance.

Vegetation and landscape variables could influence habitat use of both species. In this regards, structural features of habitats such as cover, diversity and density of tree species and variables at the landscape level such as roads presence and distance to native forest might influence animal preference or avoidance in a determinate habitat. Moreover, in coastal central region of Chile, plantations are placed in mountainous areas where creeks often harbour remnants of native vegetation, which could act as a corridor for forest specialist carnivores.

Here we test the hypothesis that carnivore species inhabiting *Pinus*-dominated landscape are influenced by fragmentation. Specifically, we determine whether both species are restricted to some vegetation type and thus make predictions about its future conservation status.

METHODS

Study site

Field work was conducted in the coastal area of Maule region of central Chile ($35^{\circ} 59' S$, $72^{\circ} 41' W$), specifically in Los Queules National Reserve and exotic pine plantations and fragments of native forests surrounding it (Fig. 1). This region was originally covered by *Nothofagus glauca* forests (Gajardo, 1994). However, *Pinus radiata* and *Eucalyptus globulus* plantations in the last 25 years replaced native forest. Currently pines cover almost 80 % of the region (Conaf-Conama, 1998).

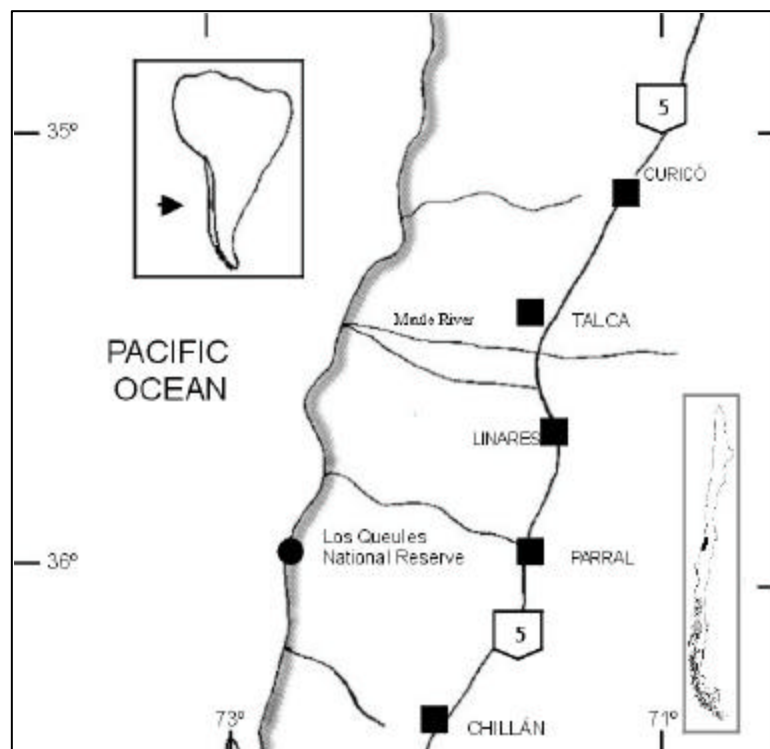


Figure 1. Study area showing Los Queules National Reserve where study was conducted. Mayor towns (squares), rivers and Highway 5, are shown.

Our study site covered an area of 680 hectares. Of these, 330 (hectares were pine plantations, 230 were continuous native forest (Los Queules National Reserve and private forests surrounding it) and 120 were of native fragments, as follows (Fig 2):

- (a) *Continuous forest*: Native forests located at Los Queules National Reserve (150 ha: Conaf, 1999) and privately-own native forests (80 ha), conform the largest track of continuous native forest (230 ha) covering almost 34% of the study site. Vegetation is dominated by *Nothofagus glauca*, *Cyptocarya alba* and *Aetoxicon punctatum*.
- (b) *Forest fragments*: This habitat covers 18% of the study site (120 ha). This habitat corresponds to native forest remnants and it size varied about 1-10 ha. Vegetation is dominated by *Nothofagus glauca*, *Nothofagus obliqua* and *Cyptocarya alba*.

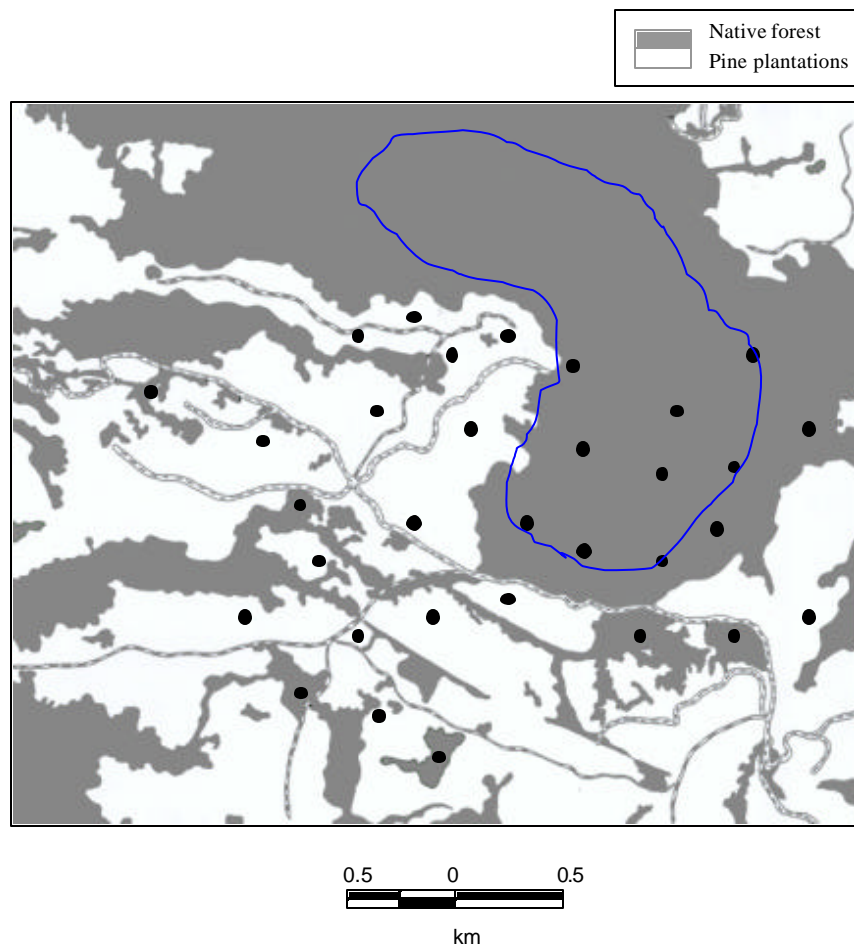


Figure 2. Study area; position of Scent-stations indicated by black dots. 15 were setting up on pine plantations, 11 on forest reserve and 6 on forest fragments. Red line delimits Los Queules National Reserve (Conaf, 1999).

(c) *Pine plantations*: This kind of habitat covers 48% of study area (330 ha). Vegetation is *Pinus radiata* with only few natives trees, dominated by *Nothofagus glauca* and shrubs like *Aristotelia chilensis*. Occasional understory species are *Teline montpessulana* and *Rosa moschata*.

Habitat use

Habitat use by *O. guigna* and *P. culpaeus* was assessed through the scent-station (SS) method (Linhart & Knowlton 1975; Roughton & Sweeny 1982; Conner et al. 1983). We determined the use of continuous forest, forest fragments and pine plantations as the number of traps with animal tracks. Stations were constructed as a circle of sifted soil 1-meter diameter. In the centre we placed a small pastille of gypsum (25 mm diameter and 5 mm height), saturated with Bobcat Urine as scent attractants (Leg Up Enterprise: 10 drops/tablet) (Linhart & Knowlton 1975). This technique has been employed in various studies to determine relative abundance of carnivores (Lindzey et al., 1977; Roughton & Sweeny, 1982; Conner et al., 1983; Traviani et al., 1996), including Chilean carnivores (Jiménez et al., 1991; Rau et al., 1991; Muñoz-Pedreros et al., 1995; Jiménez et al., 1996), having the same probability to attract both felid and wild canid species (Fig. 3).

Habitat use of both *O. guigna* y *P. culpaeus*, was measured through a scent-station (SS)



Figure 3. Scent station to determine *O. guigna* and *P. culpaeus* habitat use.

Index as an indicator of relative abundance of these species. Relative abundance for each species in every habitat/night, was estimated following Linhart & Knowlton (1975) as:

$$A=V/S *1000 \quad (1)$$

Where, A is the relative abundance of a carnivore species in each habitat type. S is total number of scent-station active for each habitat type per night. V is the number of visits of carnivore species in all SS placed in a night, where a visit is recorded when at least one track is left by an animal in a SS.

A total of 32 SS were installed in the field covering the three habitat types in proportion of their abundance across the landscape. Eleven stations were set in continuous forest, six on forest fragments and eleven on pine plantations. Stations were placed 0.3 km apart, a distance regarded adequate to consider stations as independent replicates in forest environments (Nottingham et al., 1989; Jiménez et al., 1991; Jaksic et al., 1990; Jiménez et al., 1996) (Fig. 2).

Scent-stations were operated from three to seven nights. They were set in the afternoon and checked the next morning (Linhart & Knowlton, 1975). Active nights depended on climate as rain does not allows traps to operate. Thus, in March 2000, 204 were operative, in April 64, May 224, June 64 and July 128. A total of 620 scent-station/nights were active from March to July 2000, which 47% (286) were in pine, 35% (219) in forest and 18% (115) in fragments. Tracks were identified to species levels following Acosta & Simonetti (1999: see Appendix D).

Vegetation analysis

To determine if *O. guigna* and *P. culpaeus* are indeed associated to a particular kind of vegetation structure and composition we determined five vegetation variables within 100 m² from each scent-stations: trees and shrub species richness, tree diameter to breast height (1.2 m: DBH) of all woody species, stem density and vertical foliage cover: less than 1.5 m, from 1.5 to 6 m and more than 6 m height (see Jiménez et al., 1991).

Landscape features

Each scent-stations was georeferenced with a GPS and placed in a map (Scale 1:20.000). We evaluated the (a) distance from each SS to the nearest road, (b) distance from each SS to the centre of Los Queules National Reserve and (c) distance from SS to nearest creek (after Estades & Temple (1999)).

Data analysis

Habitat selection was assessed as a significant difference between use and availability of resources (Ludwig & Reynolds cited in Songer et al., 1997). A Chi-square was applied to test if habitats are used in proportion to its occurrence within study area (Neu et al., 1974). Furthermore, to determine preference or avoidance of individual habitat categories we calculated mean scent-stations/night for each habitat type and compared with H Test of Kruskal-Wallis (Zar, 1984).

Subsequently, with vegetational and landscape variables we performed a logistic multiple regression (Zar, 1984) to predict the probability of a carnivore visit to SS as a function of habitat attributes. For this purpose, scent station visit/night is regarded as dependent variable and vegetation and landscape factors as independent variables. When scent-stations recorded tracks from each one species, we assigned a value of 1 (Presence) and when no tracks were found we assigned 0 value (Absent).

We further conducted a preliminary analysis of the isolated effect of each variable (Palma et al., 1999). Then, Likelihood ratio test (χ^2) was computed. Subsequently, a forward stepwise procedure was conducted with those variables that have more power to account for relative abundance, in order to generate a parsimonious multivariate logistic model. All variables selected had *p*-values smaller than 0.05, a criteria stronger than currently used (Palma et al., 1999).

RESULTS

Habitat description

Vegetation in continuous and forest fragments have more tree species richness and greater stem density than those in pine plantations (tukey's HSD, $p < 0.05$). Moreover, significant difference was detected in mean DHB, founding a more DHB in pine plantations than continuous forest trees (Table 1).

Table 1. Characterization of woody species found in all three habitat type

Variables	Habitat type			$F_{2,59}$	p
	Pine plantation Mean \pm 1 EE	Continuous forest Mean \pm 1 EE	Forest fragment Mean \pm 1 EE		
Richness of Woody species	1,3 \pm 0,2	6,3 \pm 0,6	7,7 \pm 0,8	51,1	<<0,001
Density (tree/100 m ²)	6,1 \pm 0,9	25,4 \pm 3,0	27,7 \pm 5,9	21,1	<0,001
Mean DHB (cm)	28,3 \pm 3,1	18,2 \pm 1,9	23,7 \pm 3,3	3,7	0,02

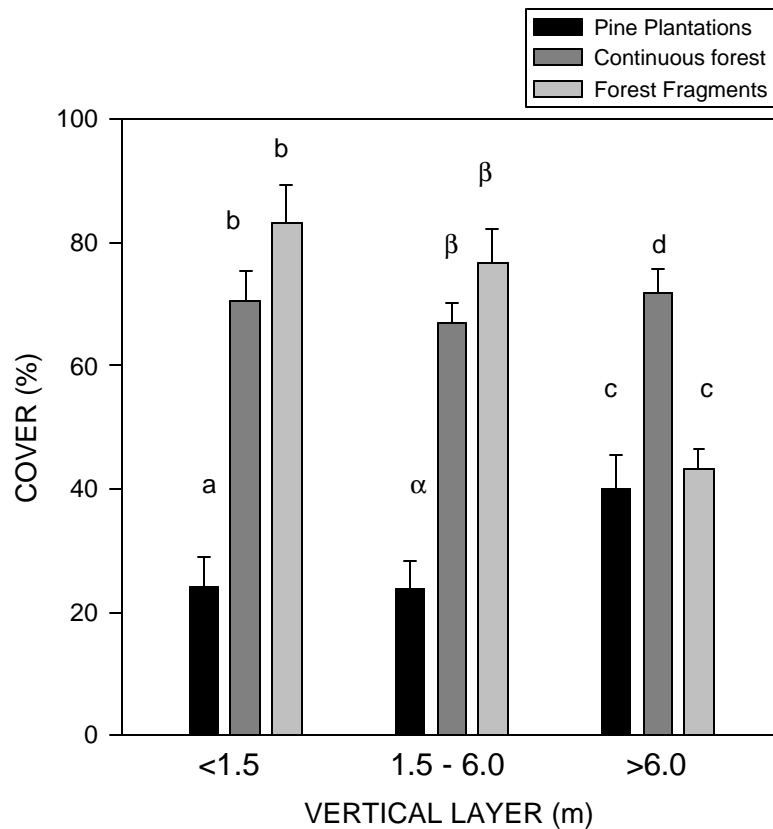


Fig 4. Mean percentage vegetation cover in three stratums in three kinds of habitats. Different letters show statistical differences in each vertical layer (\pm 1 EE).

Cover differed among habitats ($F_{4,87}=7,4$; $p<<0,001$). Pine plantations had significantly lower cover at <1,5 and 1,5 to 6,0 mts layers (Tukey's HSD, $p<<0,001$). Continuous forest and Forest fragments had similar cover in all strata, except the upper level (Tukey's hsd, $p<0,02$) (Fig. 4).

Landscape attributes differed among pine plantations, continuous forest and forest fragments ($F_{4,87}=13,4$; $p<<0,001$). Scent-stations in pine plantations and fragments were two times far away from bottom creeks than continuous forest (Tukey's HSD, $P<0,001$). SS placed in pine plantations and native forest fragments were equally distant from Los Queules National Reserve (Tukey's HSD, $p<0,001$). Finally, SS placed in pine plantations were closer to roads than those placed in continuous forest and forest fragments (Tukey's HSD, $p<<0,001$; Fig. 5).

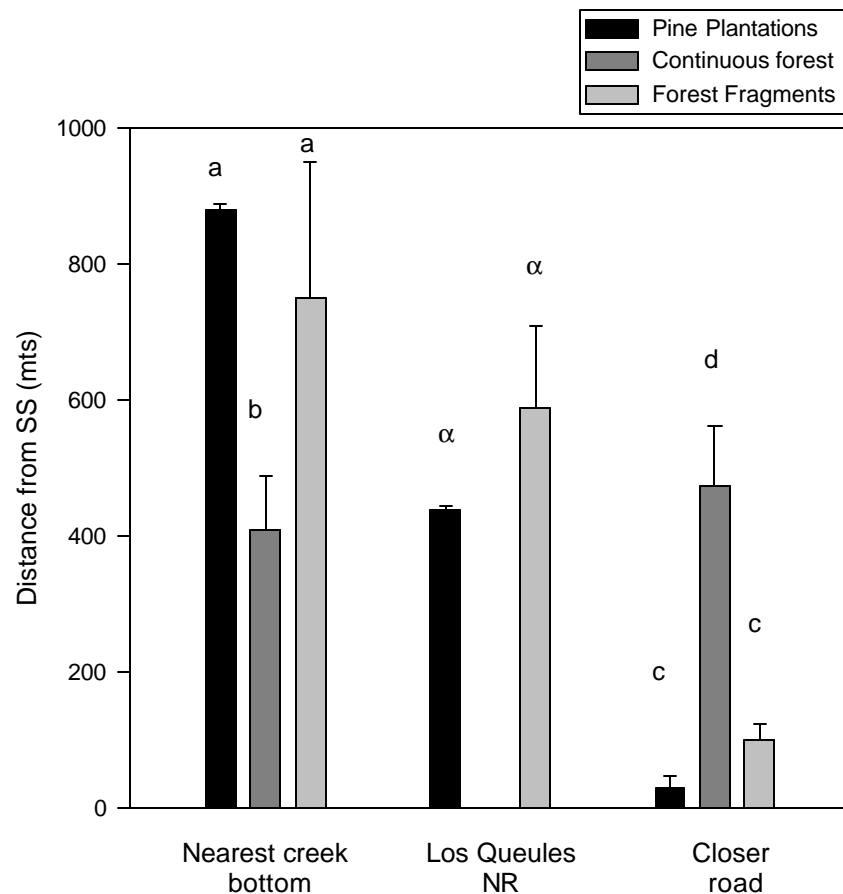


Fig 5. Mean distance of scent-stations placed on Pine, Forest and Fragments to different landscape attributes. Different letters show statistical differences in each vertical layer (± 1 EE).

Habitat use and selection by carnivores

We detected a total of 58 visits of carnivores, of which 44,8 % (26) were *O. guigna*, 41,4% (24) *P. culpaeus*, 12,1% (7) skunk, *C. chinga* and 1,7% (1) a mustelid, *G. cuja* in a total of 620 scent-stations/nights (Table 2).

Table 2. Carnivore visits to scent-stations placed in three habitat types. Figures are the number of visits and the percentage of each species in a given habitat (in parenthesis).

Species	Visit (%)			
	Forest	Fragments	Pine	Total
<i>O. guigna</i>	20 (64,5)	4 (80)	2 (9)	26 (44,8)
<i>P. culpaeus</i>	5 (16,1)	1 (20)	18 (81,8)	24 (41,4)
<i>C. chinga</i>	5 (16,1)	0	2 (9)	7 (12,1)
<i>G. cuja</i>	1 (3,2)	0	0	1 (1,7)
Total	31	5	22	58

Oncifelis guigna visited continuous forests more frequently than expected based on habitat availability (Table 3). On the other hand, *P. culpaeus* visited pine plantations, continuous and forest fragments in proportion to habitat availability (Table 3).

Table 3. Carnivore visits to scent-stations placed in three habitat types. Figures above diagonal are the number of visit, below diagonal are values expected by habitat availability.

Species	Number of visits (Obs/Exp)			Total Obs	χ^2	<i>p</i>
	Pine Plantations	Continuous forest	Forest Fragment			
<i>Oncifelis guigna</i>	2/12	20/9	4/5	26	11,4	<<0.001
<i>Pseudalopex culpaeus</i>	18/11	5/8	1/5	24	5,1	0.08
Total SS/nights	286	219	115	620		

According to accumulated scent-station index analysis, *O. guigna* used continuous forest more than other habitat types, and had its lowest abundance in pine plantations ($H_{2,60}=15,9$;

$p < 0.001$). In contrast, *P. culpaeus* visited the three habitat types according to sample effort and habitat surface ($H_{2,60}=11.96$; $p < 0.003$) (Fig. 6).

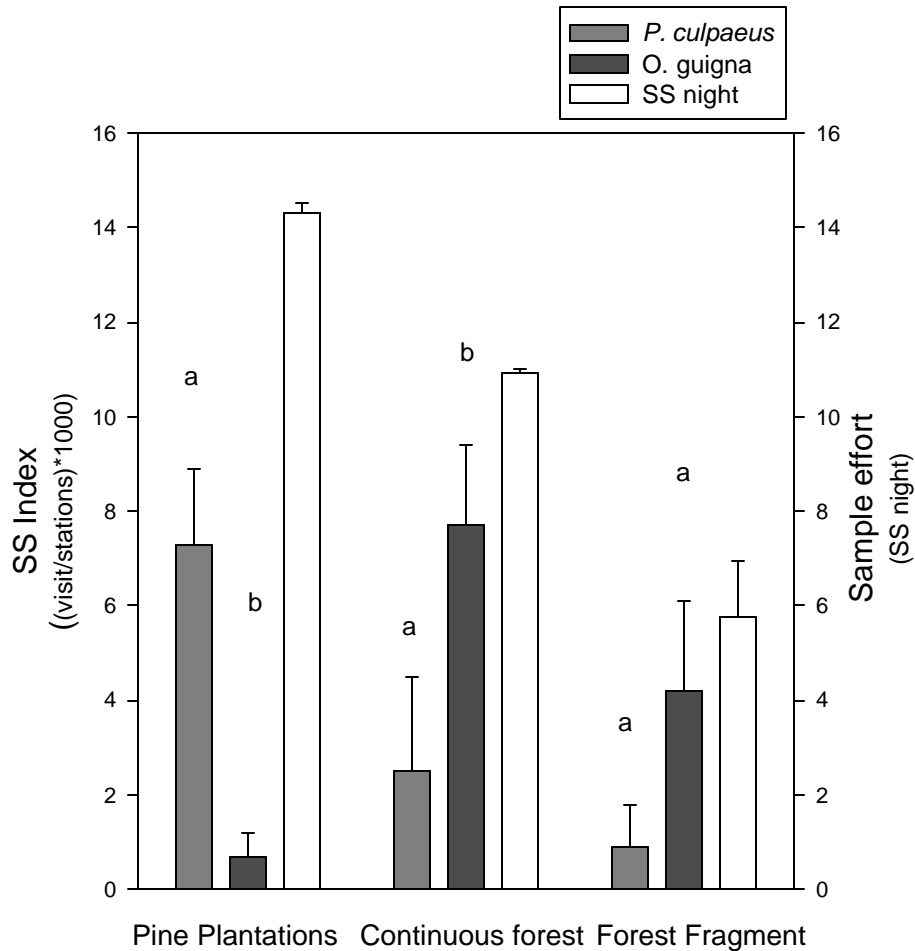


Figure 6. Mean Scent-Station Index determined in three habitats, pine plantations, continuous forest and forest fragments. Different letters show statistical differences inside each habitat type (± 1 EE). See sample effort (SS night) in each habitat type.

Abundance of *O. guigna* was negatively correlated with distance from Los Queules National Reserve, and positive correlated with distance to roads. Furthermore, the abundance of *O. guigna* showed a significant ($p < 0.001$) positive association with high-density vegetation cover (Table 4).

Table 4. Effects of each vegetation and landscape variables on the likelihood of *O. guigna scent-station* index in Coastal central Chile, as assessed from the results of a logistic univariate model. Statistical significance was obtained from the likelihood ratio test ($\chi^2=d.f.=1$). In asterisk are variables retained for multivariate logistic regression analysis. β = logistic regression coefficients.

Variables	Coefficient (β)	Likelihood ratio test	
		χ^2	<i>p</i>
Vegetation			
% of cover < 1,5 m.	0,04	22,76	<<0,001*
% of cover from 1,5 to 6 m	0,03	10,72	<0,001
% of cover > 6,0 m	0,05	22,26	<<0,001*
Stem density	0,03	3,70	0,061
Tree species Richness	0,14	5,81	<<0,001*
Landscape			
Distance to nearest creek	-1,12	5,12	0,023*
Distance to Los Queules NR	-5,45	107,40	<<0,001*
Distance to road	1,27	4,14	0,041*

The multivariate analysis conducted with variables that influenced SS index showed a strong negatively relation between *O. guigna* abundance and distance to Los Queules NR, and a positive association with distance to roads, tree species richness, vertical cover on less to 1,5 m. and major to 6,0. Clearly, *O. guigna* abundance is more likely in areas that are close to big native forest patch, far a way to roads and with high tree richness and high understory cover (Table 5).

Table 5. Best multivariate logistic regression model describing relationship between habitat and landscape condition and SS *O. guigna* index probability in coastal central Chile (likelihood ratio $\chi^2=49,94$; $p<< 0,0001$; d.f.= 5). β = logistic regression coefficients.

Related variables	Coefficient β
β_0	-6,43
Distance to LQ NR	-3,34
Roads	1.27
Tree species richness	0,12
% Cover <1.5 m	0,05
% Cover > 6.0 m	0,04
Distance to nearest creek	-0,03

Abundance of *P. culpaeus* was strongly and negatively associated with distance to roads, diversity, density and vegetation cover between 1,5-6,0 m (Table 6).

Table 6. Effects of each vegetation and landscape variables on the likelihood of *Pseudalopex culpaeus* SS index in Coastal central Chile, as assessed from the results of a logistic univariate model. Statistical significance was obtained from the likelihood ratio test (χ^2 =d.f.=1). Variables retained for multivariate logistic regression analysis are signaled with an asterisk. β = logistic regression coefficients.

Variables	Coefficient (β)	Likelihood ratio test	
		χ^2	p
Vegetation			
% of cover < 1.5 m	-0,03	12,07	<<0.001
% of cover from 1.5 to 6 m	-0,04	22,17	<<0.001*
% of cover > 6.0 m	-0,03	11,54	<0.001
Stem density	-0,08	12,53	<0.001*
Tree species Richness	-0,31	13,85	<0.001*
Landscape			
Distance to nearest creek	0,52	1,06	0.31
Distance to Los Queules NR	-0,05	0,01	0.94
Distance to closer road	-3,40	7,68	<0.01*

The multivariate analysis conducted showed that abundance of *P. culpaeus* depends mainly on closeness to roads, and in a minor degree to places with less tree richness species, stem density and cover between 1,5 and 6,0 m (Table 7).

Table 7. Best multivariate logistic regression model describing relationship between habitat and landscape condition and SS *P. culpaeus* index probability in coastal central Chile (likelihood ratio χ^2 =23,39; p < 0.001; d.f.= 4). β = logistic regression coefficients.

Related variables	Coefficient β
β_0	-1,83
Roads	-1,04
Tree species richness	-0,14
% cover 1,5-6,0 m	-0,06
Stem Density	-0,03

DISCUSSION

Many studies of habitat selection have pointed out a hierarchical natural order of selection. *First-order* selection implies of a geographical range of a species. *Second-order* determines the home range of an individual or social group. *Third-order* selection pertains to the usage of various habitat components within home ranges (Wiens, 1973; Johnson, 1980). *Third-selection* of habitat *sensu* Johnson (1980) depends on two main variables, (a) food availability and (b) habitat characteristics. Both factors would influence home ranges selection and preference/avoidance of some habitat type into a specific home range (Neu et al., 1974). Jiménez et al. (1996) pointed out that culpeo fox responded to *second-* and *third-order* selection employing habitat resource in a small scale, preferring habitat with slopes. Dunstone et al. (in press) applied same criteria for *O. guigna* in a field study in Southern Chile, concluding that this carnivore preferred habitats with high prey abundance.

Oncifelis guigna is selecting native forest over pine plantations. This confirms our predictions that *O. guigna* is a forest specialised carnivore. This specialization would be explained by both prey availability and vegetation characteristic. *Oncifelis guigna* is known to prey on rodents and birds (Dunstone, pers. comm), where their main preys are small arboreal and terrestrial mammals like *Akodon olivaceus*, *Irenomys tarsalis* and *Dromiciops australis* (Scott et al., unpublished). Furthermore, Estades & Temple (1999) demonstrate that richness of small birds, i.e. *Aphrastura spinicauda* and *Elaenia albiceps*, are more abundant in native forest, who could be potential preys for *O. guigna*.

In a field study on Los Queules National Reserve, Saavedra & Simonetti (in letteris) found that rodent abundance is higher in fragments and plantations than in continuous forest. Nevertheless, arboreal rodents only were found in continuous forest. Therefore, vegetation structure and composition could be very important to explain *O. guigna* abundance, because arboreal rodents as *Irenomys tarsalis* and *Dromiciops gliroides* could be in higher densities in dense forests and would allow high *O. guigna* hunting success.

Thus, *O. guigna* would prefer those habitats with higher cover (~70 %) as found in native forests. In contrast, pine plantations show scarce understory and tree density in most places

because of silviculture activities, constraining arboreal rodent presence and potential *O. guigna* preys (Palomares et al., 2000). Furthermore, *O. guigna* abundance and distribution in a pine plantation dominated landscape will also depend on presence and distance to biggest native forest fragments as National Reserves and protected areas within pine plantation territories as reported by Estades & Temple (1999) for bird.

On the other hand, foxes species are adaptable in utilizing a wide range of habitat (Chadwick et al., 1997). In this sense, *P. culpaeus*, would be employing different types of habitat depending on its availability. Thus in a pine plantations dominated landscape, we could find more abundance of this canid on pines, due to the abundance of roads service of plantations as appointed out by Muñoz & Murúa (1990), which could improve its movement capabilities and allow them to move through plantations to hunt small mammals.

Habitat fragmentation due forestry and clear cutting may well result in range expansion of generalist species (Song et al., 1997), thus increasing abundance of small mammals that could be prey of *P. culpaeus* (Medel & Jaksic, 1988; Novaro, 1997). In Los Queules N.R., *P. culpaeus* prey mainly on rodents present on pine plantations (i.e. *Octodon bridgesi*: Simonetti, unpublished). Thus, *P. culpaeus* could benefit from the increase in abundance of prey associated to pine plantations. In fact, in other canids species as *Vulpes vulpes*, Cavallini & Lovari (1994) found that mixed habitat which offer a variety of food and cover could favoured foxes.

Regarding habitat only, *P. culpaeus*, is not affected by the new landscape. On the other hand, *O. guigna* conservation status would depend on distribution and abundance of large forest patches remaining in the area. In fact, in Nahuelbuta National Park, placed 200 km south Los Queules NR, Jiménez et al. (1991) employing also scent-stations found that cats (probably *O. guigna*) had similar abundance as in a large native forest tract. Therefore, if we consider *O. guigna* as a native forest specialist, its conservation status should be critical due fragmentation, which has been extensive in central Chile (Donoso & Lara, 1996), reducing native forest cover and therefore *O. guigna* potential habitat.

Nevertheless, pine plantations placed around native forest are not an abrupt boundary (Palomares et al., 2000), as they are utilised by *O. guigna*, but depending on its closeness to forest (Estades & Temple, 1999). Thus, fragments that still stay surrounded by a matrix of plantations, could permit movements between native forest patches (Fahrig & Merriam, 1985; Stamp et al., 1987).

Habitat selection in carnivore's species provide a light of habitat use and animals movement in a new landscape, which could be utilised by managers and forestry companies to do these habitat compatible with conservation strategies of some native species like *O. guigna*, maintaining remained native forest fragments to permit its movement across a low quality habitat as pine plantations.

ACKNOWLEDGEMENTS

This study was part of a Master Thesis of G. Acosta at Faculty of Science, University of Chile. This research was funded by Fondecyt 1981050 (J. Simonetti) and Beca PG/47/2000 University of Chile (G. Acosta). Forestal Millalemu and Conaf kindly granted permission to conduct research in their properties. P. Vergara, help in statistical analysis. R. Bustamante and J. Armesto made valuable comments on different versions of manuscript.

REFERENCES

- Acosta, G. & Simonetti, J.A. (1999). Guía de huellas de once especies de mamíferos del bosque templado chileno. *Boletín del Museo de Historia Natural (Chile)*, **48**, 19-27.
- Beier, P. (1993). Determining minimum habitat areas and habitat corridors for cougars. *Conservation Biology*, **7**, 94-108.
- Bustamante, R.O. & Castor, C. (1998). The decline of an endangered temperate ecosystem: the ruiñ (*Nothofagus alessandrii*) forest in central Chile. *Biodiversity and Conservation*, **7**, 1607-1626.
- Cabrera, A. (1960). Mamíferos sudamericanos. Historia Natural, Editorial Ediar, Buenos Aires, Argentina.

- Caughley, G. (1994). Directions in conservation biology. *Journal of Animal Ecology*, **63**, 215-244.
- Cavallini, P. & Lovari, S. (1994). Home range habitat selection and activity of the red fox in a Mediterranean coastal ecotone. *Acta Theriologica*, **39**, 279-287.
- CONAF-CONAMA (1998). Catastro de Bosque nativo en la VIII región, Concepción.
- CONAF (1999). Plan de manejo Reserva Nacional Los Queules. Documento de Trabajo N° 314. Talca.
- Conner, M.C., Labisky, R.F. & Progulsk, J.R. (1983). Scent-station indices as measures of population abundance for bobcats, racoons, gray foxes and opossums. *Wildlife Society Bulletin*, **11**, 146-152.
- Chadwick, A.H, S.J. Hodge & P.R. Ratcliffe. (1997). Foxes and forestry. Technical paper N° 23. Forestry Commission, Edinburgh.
- Díaz, G.B. and R.A. Ojeda (eds.). (2000). Libro rojo de mamíferos amenazados de la Argentina. Sarem, Argentina.
- Donoso, C. & Lara, A. (1996). Utilización de los bosques nativos de Chile: pasado, presente y futuro. In *Ecología de los bosques nativos de Chile*, eds. J.J. Armesto, C. Villagrán & M.K. Arroyo. Editorial Universitaria, Santiago, pp. 367-387.
- Dunstone, N., Durbin, L., Wyllie, I., Freer, R., Acosta, G., Mazzolli, M. & Rose S. (in press). Spatial organization, ranging behaviour and habitat utilization of the *Oncifelis guigna* in southern Chile. *Journal of Zoology* (London).
- Estades, C.F. & Temple, S.A. (1999). Deciduous-forest bird communities in fragmented landscape dominated by exotic pine plantations. *Ecological Applications*, **9**, 573-585.
- Fahrig, L. & Merriam, G. (1985). Habitat patch connectivity and population survival. *Ecology*, **66**, 1762-1768.
- Fahrig, L. & Merriam, G. (1994). Conservation of fragmented populations. *Conservation Biology*, **8**, 50-59.
- FAO (1999). States of the world's forest. FAO, Rome.
- Gajardo, R. (1994). *La vegetación natural de Chile: clasificación y distribución geográfica*. Editorial Universitaria, Santiago.
- Glade, A. ed. (1988). *Libro rojo de los vertebrados terrestres de Chile*. Corporación Nacional Forestal, Santiago.

- Greer, J.K. (1966). Mammals of Malleco Province, Chile. *Publication of the Museum, Michigan State University, Biological Series*, **3**, 51-151.
- Grez, A.A., Bustamante, R.O., Simonetti, J.A. & Fahrig, L. (1998). Landscape ecology, deforestation, and forest fragmentation: the case of the rui forest in Chile. In *Landscape ecology as a tool for sustainable development in Latin America*, eds. E. Salinas-Chávez & J. Middleton. [http:// www.brocku.ca/epi/lebk/grez.html](http://www.brocku.ca/epi/lebk/grez.html).
- Jaksic, F.M., Jiménez, J.E., Medel, R.G. & Marquet, P.A. (1990). Habitat and diet of Darwin's fox (*Pseudalopex fulvipes*) on the Chilean mainland. *Journal of Mammalogy*, **71**, 246-248.
- Jiménez, J.E., Marquet, P.A., Medel, R.G. & Jaksic, F.M. (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.
- Jiménez, J.E., Yáñez, J.L., Tabilo, E.L. & Jaksic, F.M. (1996). Niche-complementarity of South American foxes: reanalysis and test of an hypothesis. *Revista Chilena de Historia Natural*, **69**, 113-123.
- Johnson, D.H. (1980). The comparison of usage and availability measurement for evaluating resource preference. *Ecology*, **61**, 65-71.
- Kleiman, D.G. & Eisenberg, J.F. 1973. Comparisons of canid and felid social systems from an evolutionary perspective. *Animal Behaviour*, **21**, 637-659.
- Lara, A., Donoso, C. & Aravena, J.C. (1996). La conservación del bosque nativo en Chile: problemas y desafíos. In: *Ecología de los bosques nativos de Chile*, eds. J.J. Armesto, C. Villagrán & M.K. Arroyo. Editorial Universitaria, Santiago, pp. 335-362.
- Lidicker, W.Z, jr. & Koenig, W.D. (1996). Response of terrestrial vertebrates to habitat edges and corridors. In: *Metapopulation and wildlife conservation*, ed. D.R. McCullough. Island Press, Washington D.C., pp.85-109.
- Lindzey, F.G., Thompson, S.K. & Hodges, J.I. (1977). Scent-station and its use for estimation of black bear abundance. *Journal of Wildlife Management*, **41**, 151-153.
- Linhart, S.B. & Nowlton, F.F. 1975. Determining the relative abundance of coyotes by scent-station lines. *Wildlife Society Bulletin*, **3**, 119-124.
- Maehr, D.S. & Cox, J.A. (1995). Landscape features and panthers in Florida. *Conservation Biology*, **9**, 1008-1019.

- Martínez, D.R.; Rau, J.R. & Jaksic, F.M. (1993). Respuesta numérica y selectividad dietaria de zorros (*Pseudalopex spp.*) ante una reducción de sus presas en el norte de Chile. *Revista Chilena de Historia Natural*, **66**, 195-202.
- Medel, R.G. & Jaksic, F.M. (1988). Ecología de los cánidos sudamericanos: una revisión. *Revista Chilena de Historia Natural*, **61**, 67-79.
- Miller, S.D., Rottmann, J., Raedeke, K.J. & Taber, R.D. (1983). Endangered mammals of Chile: status and conservation. *Biological Conservation*, **25**, 335-352.
- Muñoz, A. & Murúa, R. (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 Oecologica*, **11**, 251-261.
- Muñoz-Pedreros, A., Rau, J.R., Valdebenito, M., Quintana, V. & Martínez, D.R. (1995). Densidad relativa de pumas (*Felis concolor*) en un ecosistema forestal del sur de Chile. *Revista Chilena de Historia Natural*, **68**, 501-507.
- Neu, C.W., Byers, R.C. & Peek, J.M. (1974). A technique for analysis of utilization-availability data. *Journal of Wildlife Management*, **38**, 541-545.
- Nottingham jr., B.G., Johnson, K.G. & Pelton, M.R. (1989). Evaluation of scent-station surveys to monitor racoon density. *Wildlife Society Bulletin*, **17**, 29-35.
- Novaro, A. (1997). *Pseudalopex culpaeus*. *Mammalian Species*, **558**, 1-8.
- Nowell, K. & Jackson, P. (1996). Wild cats. Status survey and conservation plan. IUCN, Gland, Switzerland.
- Palma, L., Beja, P. & Rodrigues, M. (1999). The use of sighting data to analyse Iberian lynx habitat and distribution. *Journal of Applied Ecology*, **36**, 812-824.
- Palomares, F., Delibes. M., Ferreras, P., Fedriani, J.M., Calzada, J. & Revilla, E. (2000). Iberian lynx in a fragmented landscape: predispersal, dispersal, and postdispersal habitats. *Conservation Biology*, **14**, 809-818.
- Rau, J., Martínez, D.R., Wolfe, M.L., Muñoz-Pedreros, A., Alea, J.A., Tillería, M.S. & Reyes, C.S. (1991). Predación de pumas (*Felis concolor*) sobre pudúes (*Pudu pudu*): rol de las liebres (*Lepus europaeus*) como presas alternativas. In *Proceedings of II International Congress of Management in Natural Resource*, ed. J. Oltremari, Valdivia, Chile, Pp. 311-331.

- Redford, K.H. & Eisenberg, J.F. (1992). *Mammals of the Neotropic, vol. 2: the southern cone*. University of Chicago Press, Chicago.
- Rodríguez, R. ed. (1987). *Manual de técnicas de gestión de vida silvestre*. Bethesda, Maryland.
- Roughton, R.D. & Sweeny, M.W. (1982). Refinements in scent station methodology for assessing trend in carnivore populations. *Journal of Wildlife Management*, **46**, 217-229.
- Sanderson, J., Sunquist, M.E. & Iriarte, A. (in press). Ecology and behavior of the guigna (*Oncifelis guigna*). *Journal of Mammalogy*.
- San Martín, J. & Donoso, C. (1996). Estructura florística e impacto antrópico en el bosque Maulino de Chile. In: *Ecología de los bosques nativos de Chile*, eds. J.J. Armesto, C. Villagrán & M.K. Arroyo. Editorial Universitaria, Santiago, pp. 153-168.
- Scott, D.R., Freer, R.A., Corales, S. & Dunstone, N. (Unpublished). Laguna San Rafael National Park-small mammal survey. University of Durham, Durham. UK.
- Simonetti, J.A. (1994). Threatened biodiversity as an environmental problem in Chile. *Revista Chilena de Historia Natural*, **67**, 315-319.
- Simonetti, J.A. (1999). Diversity and conservation of terrestrial vertebrates in mediterranean Chile. *Revista Chilena de Historia Natural* **72**:493-500.
- Simonetti, J.A. & Mella, J.E. (1997). Park size and the conservation of Chilean mammals. *Revista Chilena de Historia Natural*, **70**, 213-220.
- Skole, D. & Tucker, C. (1993). Tropical deforestation and habitat fragmentation in the Amazon: satellite data from 1978 to 1988. *Science*, **260**, 1905-1910.
- Songer, M.A., Lomolino, M.V. & Perault, D.R. (1997) Niche dynamics of deer mice in a fragmented, old-growth-forest landscape. *Journal of Mammalogy*, **78**, 1027-1039.
- Stamp, J.A., Buechner, M. & Krishnan, V.V. (1987) The effects of edge permeability and habitat geometry on emigration from patches of habitat. *American Naturalist*, **129**, 533-552.
- Sunquist, M. & Sanderson, J. (1998). Ecology and behaviour of the *O. guigna* in a highly-fragmented, human dominated landscape. *Cat News*, **28**, 17-18.

- Traviani, A., Laffitte, R. & Delibes, M. (1996). Determining the relative abundance of European red foxes by scent-station methodology. *Wildlife Society Bulletin*, **24**, 500-504.
- Wiens, J.A. (1973). Pattern and process in grassland bird communities. *Ecological Monographs*, **43**, 237-270.
- Winberg, L.A.; Ebbert, S.M. & Kelly, B.T. (1997). Population characteristics of coyotes (*Canis latrans*) in the northern Chihuahuan desert of New Mexico. *American Midland Naturalist*, **138**, 197-207.
- Zar, J.H. (1984). Biostatistical análisis. Second edition. Prentice-Hall, Inc., Englewood Cliffs, New York. 456 pp.

CAPÍTULO II

CONSERVATION OF *Oncifelis guigna* IN FRAGMENTED LANDSCAPES OF CENTRAL CHILE: A METAPOPOPULATION APPROACH

Abstract: *Oncifelis guigna* is an endangered carnivore endemic to the temperate forests of southern Chile and Argentina. Habitat change and fragmentation, especially in coastal zones of central Chile, have been identified as the main threats to its survival. We employ a metapopulation approach to infer extinction probability of protected populations in the National Parks and Reserves of the coastal zone of central Chile between 35° 30' and 38° S. We utilise Harrison's (1991) classification to determine metapopulation type according to size and degree of isolation of populations in native forest fragments. We identified 11 potential metapopulations, of which eight are in non-equilibrium state (extinct or near extinction), one mainland-island type and two that are unclassified. One metapopulation, viable in the long-term, exists in the Nahuelbuta National Park and is surrounded by native forest fragments. Another metapopulation, composed by Los Queules and Los Ruiles National Reserves, could be maintained if an active program is established to protect the native forest fragments surrounding it; in its absence, this population will tend to extinction. The conservation of *O. guigna* in coastal central Chile will require maintenance of small native forest patches outside protected areas.

Resumen: *Oncifelis guigna* es un carnívoro restringido a los bosques templados de Chile y Argentina. La creciente reducción y fragmentación de este hábitat, especialmente en la cordillera de la costa en Chile central, constituye una amenaza a su sobrevivencia. Actualmente, *O. guigna* es considerado en peligro de extinción en Chile. Con objetivo de analizar la viabilidad de las poblaciones protegidas en la zona costera de Chile central, empleamos una aproximación metapoblacional para inferir la probabilidad de extinción de

las poblaciones protegidas en parques y reservas. Empleamos la tipificación de Harrison para determinar el tipo de metapoblación dependiendo del tamaño y grado de aislamiento de las poblaciones existentes en los fragmentos de bosques. Para la región comprendida entre los 35° 30' y 38° S, existirían 11 metapoblaciones de las cuales ocho metapoblaciones en no equilibrio (extintas o cercanas a la extinción), una del tipo continente isla y dos no son clasificables (incluyendo la población protegida de las Reservas Nacionales Los Queules y Los Ruiles). La única metapoblación viable en la actualidad, corresponde a la del Parque Nacional Nahuelbuta, la cual incluye a los fragmentos remanentes al parque. Ambas poblaciones podrían mantenerse si se instaura un activo programa de protección de los fragmentos aledaños. Sin embargo, sin ellos ambas poblaciones tenderían a la extinción tarde o temprano. Es decir, la conservación de *O. guigna* en los bosques costeros de Chile central requeriría de la mantención de los fragmentos de bosque nativo ubicados fuera de las áreas protegidas.

Introduction

Oncifelis guigna (Fig. 1), the smallest wild cat in South America, has a restricted geographical distribution in central and southern Chile and adjacent Andean regions of Argentina (Redford & Eisenberg 1992). In Chile, its historic distribution ranges from 33° to 50° South (including Chiloé Island and the Guaitecas Peninsula), where it inhabits temperate forests, particularly Valdivian forests (Greer 1965).

Oncifelis guigna is also one of the two most threatened wild cats in South America (Nowell & Jackson 1996). This threat arises from its high level of association with native forests (Nowell & Jackson 1996; Chapter I this Thesis), a habitat which is facing an increasing reduction and encroachment from farmland and commercial tree plantations.

While *O. guigna* was considered "fairly common" during the 1930-40's and even in the early 60's (Osgood 1943; Greer 1965), it is currently regarded as "endangered" in Chile and "vulnerable" in Argentina (Glade 1988; Díaz & Ojeda 2000). The IUCN/SSC Cat Specialist Group (1990) classified *O. guigna* on Appendix II of the Convention of International Trade in Endangered Species (CITES), acknowledging that it is threatened with extinction,



Figure 1. The *Oncifelis guigna*, the smallest wildcat in South America (Photo: G. Acosta).

although it has not been reported to be involved in international trade of skin or alive specimens (Broad 1992). Its current conservation status throughout its range is described as 'indeterminate' (Nowell & Jackson 1996), largely due to the paucity of information on behavior and habitat requirements, which is only now becoming available (Sanderson et al. in press; Dunstone et al. in press; this Thesis).

The primary threats to *O. guigna* populations are habitat destruction and human persecution, particularly in central Chile (Miller et al. 1983). In fact, the replacement of native forest with pine (*Pinus radiata*) plantations has been particularly extensive in the forests of the coastal range of central Chile, where up to 31% of the native forest was replaced during the period 1978-1987 (Donoso & Lara 1996). In recent years, native forests in the Maule region, have been further reduced and fragmented (Grez et al. 1997; Bustamante & Castor 1998).

In Chile, *O. guigna* is presumably protected in 16 national parks and reserves (Mella 1994). However, it is unknown whether these parks are large enough to sustain viable populations within their limits. Simonetti & Mella (1997) have demonstrated, in terms of park size, that only 45% of Chilean parks are likely to be large enough to ensure the long term persistence of many carnivores species, e.g., foxes *Pseudalopex culpaeus* and *P. griseus*, skunks *Conepatus humboldtii*, Geoffroy's cat *Oncifelis geoffroyii* and pumas, *Puma concolor*. The remainder parks are unlikely to sustaining viable populations of carnivores and local

extinction may be expected for carnivores species in these protected areas. Parks located in central and southern Chile would sustain the largest losses (Simonetti & Mella 1997; Simonetti 1999). Whether the populations of *O. guigna* could follow the same fate is currently unknown.

Given that *O. guigna* is strongly associated with native forest habitat (Chapter I, this Thesis; Sanderson et al. in press; Dunstone et al. in press), and it would be expected that surviving *O. guigna* populations will be restricted to native forested areas within parks and forest remnants and will not be inhabiting surrounding pine plantations or other unsuitable habitats. According actual state of vegetation in central Chile (Conaf, Conama, Birf 1997), *O. guigna* populations inhabiting large forest maintained in parks and reserves, along with those thriving in the adjacent forest fragments, surrounded by a matrix of pine plantations, could be regarded as a metapopulation (Harrison 1991). Thus, we employed a metapopulation approach to investigate the long-term viability of *O. guigna* in the fragmented forests of central Chile.

Metapopulation approach

Four categories have been suggested for metapopulation types, as a function of patch size and degree of isolation (Harrison 1991). Patch size is a surrogate for population size, and hence to the probability of extinction (MacArthur & Wilson 1967). Larger patches should offer more resources, thus allowing larger populations, reducing the risk of extinction. Isolation can be caused by inter-patch distances being beyond the dispersal capacity of animals and/or due to the presence of barriers to dispersion such as unsuitable habitats (e.g. crop fields, mountain ranges, ice fields). Populations inhabiting isolated patches will have higher extinction probabilities and a reduced option to be rescued by immigrants (Harrison 1991; Gotelli 1991).

A combination of patch size (large-small) and degree of isolation (isolated-connected) generates four basic metapopulation types: a) the “*classical metapopulation*”, consisting of a group of small habitat patches (subpopulations) that are extinction-prone due to their small size, but which are located sufficiently close for recolonization to occur; b) the

“*patchy metapopulation*”, comprising a set of small patches which are located so close as to behave as a single population; c) the “*mainland-island metapopulation*”, which is determined by a large patch and a variable number of small patches, the large patch acting as a single large subpopulation with separated island sub-populations that are close enough for the “rescue-effect” to operate from the large patch, and d) the “*non-equilibrium metapopulation*” consisting of several small and isolated patches, each acting independently and consequently being risk-prone due to their small sizes (see Harrison 1991).

In this study we estimate, potential population size based on animal density reported in literature and relates it with patch sizes of forest fragments, assuming that all native forest are available to be used by *O. guigna* populations. Second, we assess connectivity among subpopulations (Taylor et al. 1993) in terms of dispersal ability based on the maximal distance of movement reported for *O. guigna* (Sanderon, pers. comm.) Then, we classify metapopulation types using Harrison’s (1991) scheme. Lastly, we modeled the metapopulation in a twenty years period after extracting native forest patches according to deforestation rate, discuss the conservation prospects for this felid species and make recommendations to ensure its long-term survival in a fragmented landscape.

Methods

We classified the metapopulation structure of *O. guigna* in central Chile according to Harrison’s (1991) scheme using available information from the literature. The information used was a) the distribution of native forest patch sizes as an index of habitat availability, b) movement capabilities to determine patch connectivity and, c) population size, as an indicator of the long-term viability.

Forest availability was assessed from vegetation maps of the Catastro del Bosque Nativo (Conaf, Conma, Birt 1997). The distribution and abundance of native forest tracts between 35° 30’ to 38° S was assessed in maps by plotting native forests and the surrounding matrix (scale 1:500.000). Four protected areas are in this zone, Parque Nacional (PN) Nahuelbuta (Marín, 1969: 69 km²), Reserva Nacional (RN) Los Queules (Conaf 1999: 1,5 km²), RN

Los Ruiles (1.5 km²) and, Los Ruiles sector el Fin (0.2 km²) (Villa, pers. comm). We assumed that all areas of native forest potentially provide suitable habitat for *O. guigna* (e.g. Lahaye et al. 1994; Simonetti & Mella 1997). This is a conservative assumption, as it does not consider edge effects or the successional stage of forest fragments.

The *O. guigna* population size inhabiting each forest tract or fragment was inferred from population density (Bowers & Matter, 1997) as reported on literature. Recent radiotelemetry studies in Southern Chile suggest that densities of *O. guigna* range from 0.97 to 3.3 individuals/ km² in protected areas (PN San Rafael National Park and PN Queulat National, respectively; Dunstone et al. in press). In this study, we use minimum density population determined on Laguna San Rafael National Park (0.97 individual/ km²) as a conservative value, because the lack of data for our study region.

In order to calculate the potential for movement between subpopulations, we assessed the average distance travelled by *O. guigna* from the geometric centre of a home range to its outermost limit from available data (mean home range area 2.25 km², Sanderson *et al.* in press; Dunstone *et al.* in press). Thus, we used a subpopulations limit of 2.25 km. In order to determine metapopulations, we estimated a buffer zone of 7.5 km around the forest patches, assessed as the average daily distance travelled by an individual (see Gros & Rejmánek, 1999) in a highly fragmented environment (Sanderson, pers. Comm.). Following Harrison (1991), we considered patches to be connected and acting as a metapopulation, if they were ≤ 7.5 km apart.

We used Stith's et al. (1996) criteria to classify subpopulations and metapopulations, depending on patch size and isolation and the extent of suitable habitat available for *O. guigna*. Following a previous study on *P. concolor* (Beier 1993), we set the lower limit of the smallest population of 70 animals which he considered adequate to maintain a viable population in the short-term, and we considered 500 animals to delimit largest population which could be viable in a long-term (Frankel & Soulé 1981; Newmark 1985; Simonetti & Mella 1997). Hence, intermediate populations were from 70 to 500 individuals. We classified according Harrison (1991), subpopulations as small patches when the available

forest area allowed for less than 70 animals, medium sized when subpopulations could reach between 70 and 500 animals, and large if the area was sufficient to support 500 or more individuals. Forest patches unable to contain a single animal were eliminated from our analyses.

Additionally, we modelled the future metapopulation structures and hence the fate of *O. guigna* in central coastal Chile considering a 1.6% annual rate of deforestation (PAF 1992), over a twenty years period. Thus, we remove at random the 30% of smallest (<10 ha) and privately owned native forest fragments, which are therefore, deforestation prone and unlikely to persist in the long time. Finally, depending of these results we determined *O. guigna* conservation status within the region of study.

Results

Twenty-four subpopulations of *O. guigna* can be recognised in central coastal Chile from 36° 30' to 38° South (Figure 2). Of these, 22 (90%) hold fewer than 70 individuals, and 13 (55%) support less than 10 individuals. Only one subpopulation was large enough to sustain 500 or more individuals (Figure 3). When we employed metapopulation approach, 11 distinct metapopulations could be determined, with 9 (82%) holding fewer than 70 individuals (Figure 2 and 3 A). Of these, eight conform to the “non-equilibrium” type, due to the small size of the component forest patches and large interpatch distances (Table 1).

Two other populations (including Los Queules and Los Ruiles National Reserve) do not fulfil Harrison's scheme (1991), as they comprise medium sized areas surrounded by two or four forest patches, respectively (Figure 3 B). Los Ruiles sector el fin is defined as a Non-equilibrium metapopulation. Only one metapopulation was classified as a “mainland-island” system (Nahuelbuta National Park), being comprised by a large forest tract surrounded by nine small forest patches, being able to sustain more than 900 individuals (Fig. 3 B and Table 1).

When we simulated a 30% reduction in small native forest fragments over a twenty years period following actual deforestation rate, *O. guigna* metapopulations declined, leaving

only one long-term metapopulation of an estimated 1200 individuals within Nahuelbuta NP and surrounded fragments, and one smaller population (250 individuals) in Los Queules-Los Ruiles National Reserves metapopulation. Nevertheless, neither Nahuelbuta nor northern metapopulation would be sufficiently large to maintain by themselves population in a long-time and only Nahuelbuta National Park population could survive in a short-medium time (almost 70 individuals) due to the reduced area of native forest under protection (see Figures 3 and 4). Furthermore, a reduction of forest fragments and an increase in interfragments distance is observed, creating a new Non-equilibrium metapopulation in Los Ruiles National Reserve (Fig 4).

Discussion

The main conservation strategy operating in South American countries is to establish protected areas that should maintain by itself, biodiversity, viable animals populations and ecological process (Simonetti 1998). However, recent evidence suggests, that the protected areas alone are not enough to preserve populations of wild carnivores that typically exist at low-densities (Simonetti & Mella 1997; Woodroffe & Ginsberg 1998; Kelly & Durant 2000) and need extensive areas of suitable habitat to maintain viable populations (Beier 1993).

In central Chile there are few protected areas, and most are smaller than 100 km², too small to provide an adequate area for mega mammals (>1 kg) requirements (Armesto et

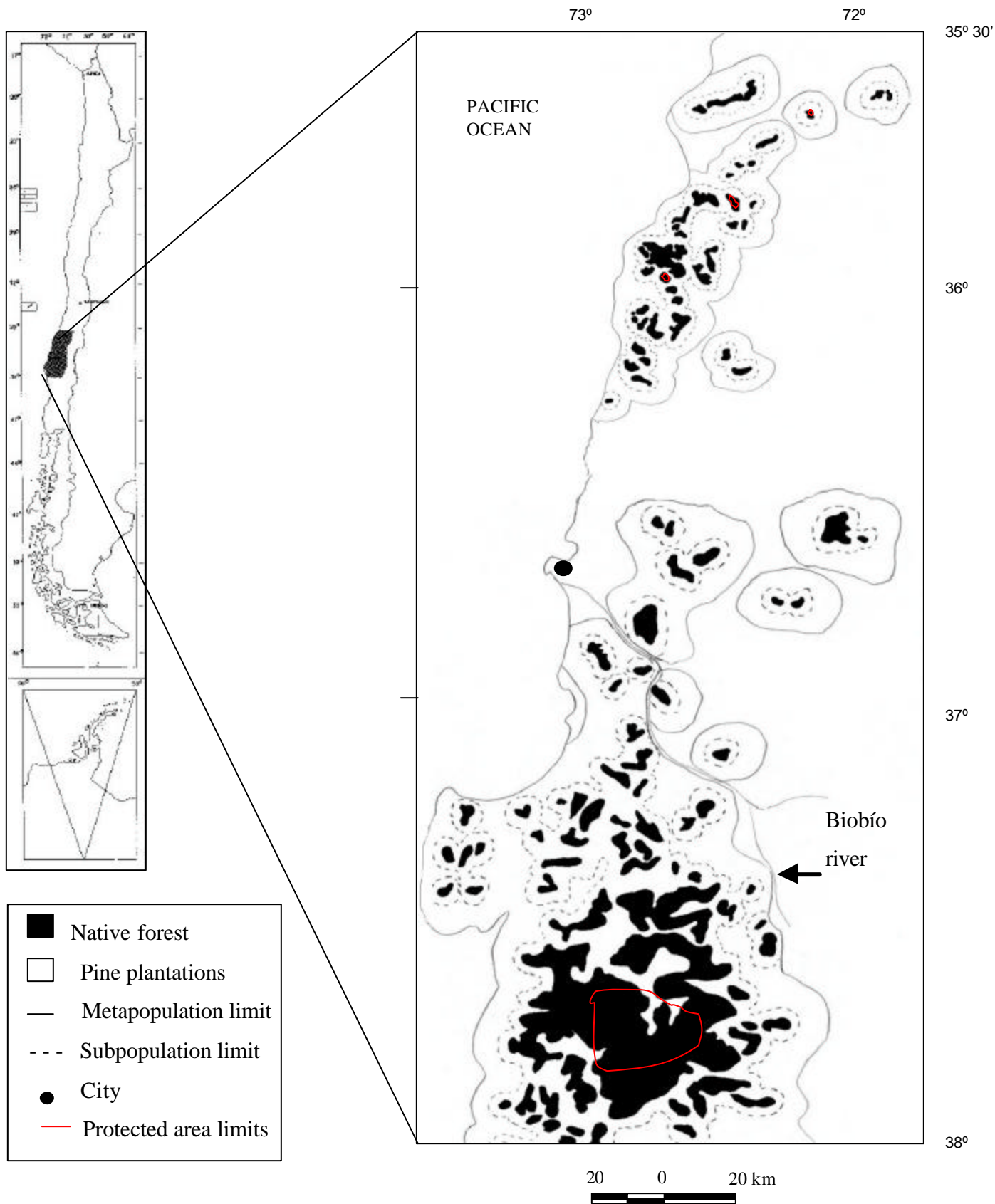


Figure 2. Study area in central Chile. Two sections are showed due inexistence of native forest between both areas. Shaded areas depict subpopulations of *O. guigna* and solid lines define *O. guigna* metapopulations. In red lines see limit of Los Ruiles Sector el Fin, Los Ruiles, Los Queules National Reserves and Nahuelbuta National Park in north-south order.

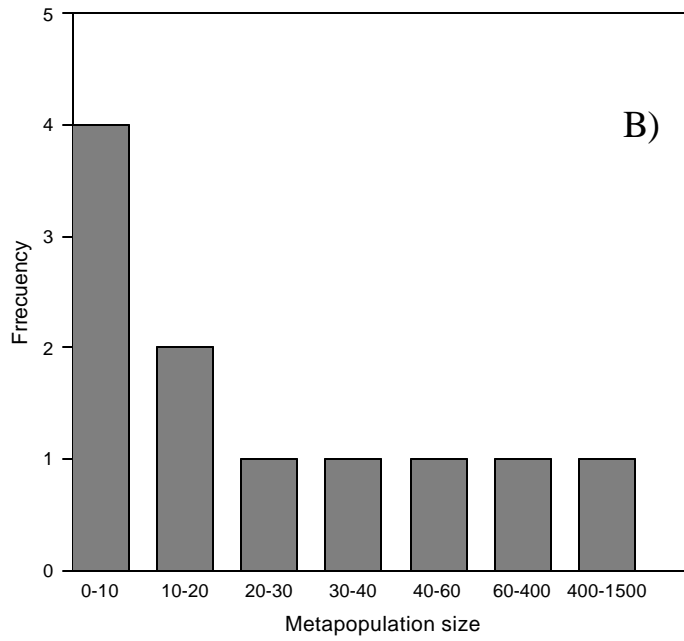
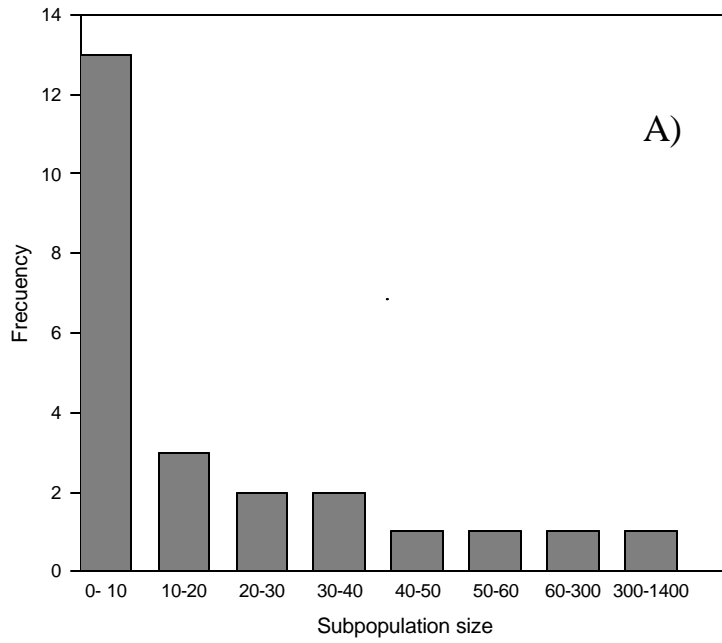


Figure 3. A) Frequency distribution of *Oncifelis guigna* subpopulation size. B) Frequency distribution of *Oncifelis guigna* metapopulations size. Note that only one metapopulation (Nahuelbuta National Park) has more than 500 individuals and therefore should persist in a long time.

Table 1. Metapopulation classifications of *O. guigna* living in central coastal Chile range among 35 to 38° South (See Stith et al. 1996)

Metapopulation type	Subpopulation type			Expected populations size	Number of subpopulations
	Mainland	Midland	Island		
Mainland-island ¹	1		9	1498	10
Undeterminate		1	4	391	5
		1	2	63	3
Non-equilibrium			1	45	1
			1	31	1
			1	16	1
			1	13	1
			1	7	1
			1	6	1
			1	4	1
		1	4	1	

¹ It correspond to Nahuelbuta National Park and native forest surround it.

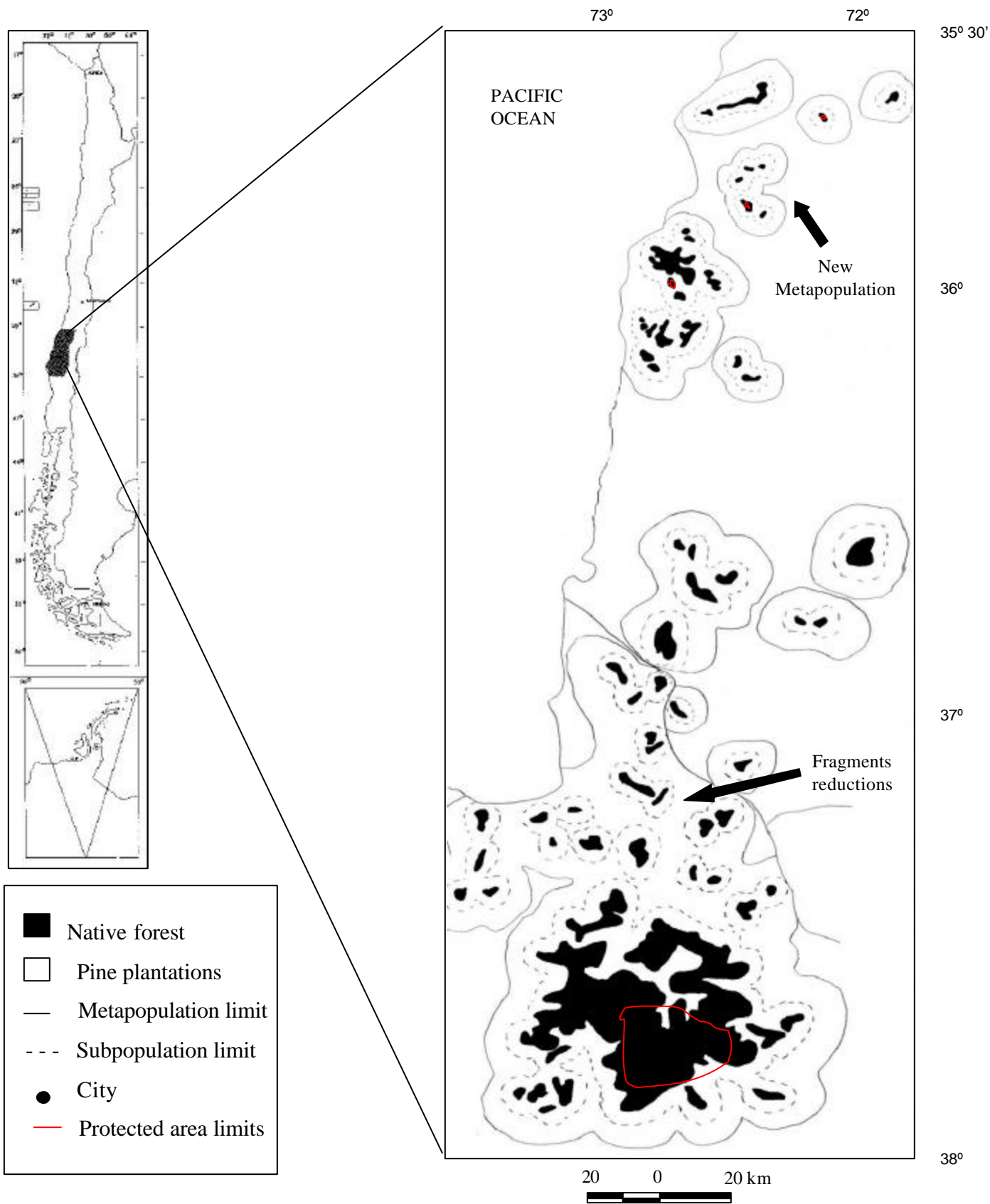


Figure 4. Metapopulation delimitation after extracting of 30% native forest fragments according actual deforestation rate (20 years simulation). Shaded areas depict subpopulations of *O. guigna* and solid lines define *O. guigna* metapopulations. In red lines see limit of Los Ruiles Sector el Fin, Los Ruiles, Los Queules National Reserves and Nahuelbuta National Park in north-south order.

al. 1998; Simonetti 1999). In central coastal Chile, on the basis of our theoretical model, no protected areas would be able to sustain an *O. guigna* population in a long term, due to their small areas. Nahuelbuta National Park would maintain a short term population, because this park could support only seventy animals in its 68 km² (See fig. 2). Further north, Los Queules, Los Ruiles and El Sector el fin has a worse future, because they size (<1.5 km²) could preserve habitat only for two individuals.

However, these protected areas are not true islands, since they exist in a matrix of habitats (Fahrig & Merriam 1985; Lovejoy et al. 1986; Stamp et al. 1987), outside of which there exist patches of similar habitat, which could contribute to conserve carnivore in a metapopulation scheme (Gotelli 1991). Thus, according to these criteria, connectivity between protected areas is critical in the conservation of endangered species in a fragmented landscape to maintain a viable metapopulation dynamics (Taylor et al. 1993). Furthermore, it would serve to reduce the effective population size necessary to maintain a genetically viable population, allowing migration between fragments and increase species survival probability (Samson et al 1985). In fact, in North America, survival of cougars (*Puma concolor*) depends on a metapopulation dynamics, facilitated by the dispersal of males through unsuitable habitats by means of use of vegetation corridors (Beier 1993; Sweanor et al. 2000).

Because patch of suitable habitat for carnivore assume great importance, *O. guigna* survival will depend on the size and distance between native forests fragments as an Index of habitat quality (Chapter I, This Thesis). Thus, the largest areas of native forest will have a greater likelihood of maintaining viable populations. But, adjacent fragments would be necessary to maintain metapopulation dynamics with a source-sink structure acting in some cases as stepping-stones to assist genetic and demographic exchange between populations (Hanski & Simberloff 1997). Hence, in order to apply our metapopulation approach to the protected areas of Nahuelbuta and Los Queules, its requires the presence of adjacent fragments. Thus, fragments would be very important for Nahuelbuta metapopulation maintenance in the long term, and for Los Queules metapopulation, in the short-term.

Nevertheless, the increasing annual rate of deforestation outside of protected areas could increase the destruction of native forest fragments, which would reduce the potential for migration and genetic exchange of *O. guigna* populations, and hence threatens the persistence of *O. guigna* in central coastal Chile (PAF, 1992).

The landowners of states surrounding protected areas are private forestry companies. Therefore, the maintenance of *O. guigna* populations will require that all actors, government (protected areas) and forestry companies works together, in the maintenance of native forest corridors to allow *O. guigna* dispersal and conserve its genetic diversity and the populations in the long-term.

Acknowledgements

We want thank the National Forest Service (Conaf) for providing vegetation maps utilized in this study. This work is based on a report to a course of Population Ecology pursued by G. Acosta as a requirement to obtain a Master's degree in Ecological Science at the Universidad de Chile, and has been supported by Fondecyt, grant 1981050 and grant PG/47/2000, University of Chile.

Literature cited

- Armesto, J. J., R. Rozzi, C. Smith-Ramírez, and M. T. K. Arroyo. (1998). Conservation targets in South American temperate forests. *Science*, **282**, 1271-1272.
- Beier, P. (1993). Determining minimum habitat areas and habitat corridors for cougars. *Conservation Biology*, **7**, 94-108.
- Bowers, M.A. & Matter, S.F. (1997). Landscape ecology of mammals: relationships between density and patch size. *Journal of Mammalogy*, **78**, 999-1013.
- Broad, S. (1992). International trade in skins of Latin American spotted cats. *Traffic Bulletin*, **9**, 56-63.
- Bustamante, R.O. and Castor, C. (1998). The decline of and endangered temperate ecosystem: the ruil (*Nothofagus alessandrii*) forest in central Chile. *Biodiversity and Conservation*, **7**, 1607-1626.
- CONAF, CONAMA, BIRF. (1997). *Catastro y evaluación de los recursos vegetacionales*

- de Chile*. Chilean Forest Service (CONAF), Santiago.
- CONAF (1999). *Plan de manejo Reserva Nacional Los Queules*. Documento de Trabajo N° 314. Talca.
- Díaz, G.B. and R.A. Ojeda (eds.). (2000). *Libro rojo de mamíferos amenazados de la Argentina*. Sarem, Argentina.
- Donoso, C. and A. Lara. (1996). Utilización de los bosques nativos en Chile: pasado, presente y futuro. In J.J. Armesto; C. Villagrán, C M.K. Arroyo, editors. *Ecología de los bosques nativos de Chile*. Editorial Universitaria, Santiago, pp. 367-387
- Dunstone, N, L. Durbin, I. Wyllie, R. Freer, G.A. Acosta, M. Mazzolli and Rose S. (In press). Spatial organization, ranging behaviour and habitat utilization of the *Oncifelis guigna* in southern Chile. *Journal of Zoology* (London).
- Fahrig, L. & Merriam, G. (1985). Habitat patch connectivity and population survival. *Ecology*, **66**, 1762-1768.
- Frankel, O.H. and M.E. Soulé. (1981). *Conservation and Evolution*. Cambridge University Press, Cambridge.
- Glade, A. (ed.) (1988). *Red list of Chilean terrestrial vertebrates*. Corporación Nacional Forestal (Conaf), Santiago.
- Gotelli, N.J. (1991). Metapopulation models: the rescue effect, the propagule rain and the core-satellite hypothesis. *The American Naturalist*, **138**, 768-776.
- Greer, J.K. (1965). Mammals of the Malleco province, Chile. Publications of the Museum, Michigan State University (*Biological Series*), **3**, 49-152.
- Grez, A.A., R.O Bustamante, J.A. Simonetti, and L. Fahrig (1997). Landscape ecology, deforestation and habitat fragmentation: the case of the ruil forest in Chile. In E. Salinas-Chávez and J. Middleton, editors. *Landscape ecology as a tool for sustainable development in Latin America*, www.brocku.ca/epi/lebk/grez.html.
- Gros, M.P. and Rejmánek, M. (1999). Status and habitat preference of Uganda cheetahs: an attempt to predict carnivore occurrence based on vegetation structure. *Biodiversity and Conservation*, **8**, 1561-1583.
- Hanski, I. and D. Simberloff (1997). The metapopulation approach, its history, conceptual domain, and application to conservation. In A. Hanski & Gilpin, editors.

- Metapopulation biology: ecology, genetics, and evolution*. Academic Press, San Diego, pp. 5-26.
- Harrison, S. (1991). Local extinction in a metapopulation context: an empirical evaluation. *Biological Journal of the Linnean Society*, **42**, 3-16.
- IUCN/SSC Cat Specialist Group (1990). Conservation and legal status of wild cats. *Cat News*, **12**, 26.
- Kelly, M.J. and S.M. Durant (2000). Viability of the Serengeti cheetah population. *Conservation Biology*, **14**, 786-797.
- Lahaye, W.S., R.J. Gutiérrez and H.R. Akcakaya (1994). Spotted owl metapopulation dynamics in Southern California. *Ecology*, **63**, 775-785.
- Lovejoy, T.E., Bierregaard jr., R.O., Rylands, A.B., Malcolm, J.R., Quintela, C.E., Harper, L.H., Brown jr., K.S., Powell, A.H., Powell, G.V.N., Schubart, H.O.R. & Hays, M.B. (1986). Edge and other effects of isolation on Amazon forest fragments. In *Conservation Biology: the science of scarcity and diversity*, ed. M. Soulé. Sunderland, pp. 257-286.
- Marín, R. L. (1969). *Plan de Manejo Parque Nacional de "Turismo Nahuelbuta"*. Forestal Engineer Thesis, University of Chile, Santiago, iv+159 pp.
- MacArthur, R.H. and E.O. Wilson (1967). *The theory of island biogeography*. Princeton University Press. Princeton.
- Mella, J.E. (1994). *Areas silvestres protegidas y la conservación de los mamíferos terrestres chilenos*. MSc thesis, Universidad de Chile, Santiago.
- Miller, S.D., J Rottmann, K.J. Raedeke and R.D. Taber (1983). Endangered mammals of Chile: status and conservation. *Biological Conservation*, **25**, 335-352.
- Muñoz, M., H. Núñez and J. Yáñez (eds.). (1996). *Libro rojo de los sitios prioritarios para la conservación de la biodiversidad*. Corporación Nacional Forestal (CONAF), Santiago.
- Newmark, W.D. (1985). Legal and biotic boundaries of western North American national parks: a problem of congruence. *Biological Conservation*, **33**, 197-208.
- Nowell, K. and Jackson, P. (1996). *Wild cats. Status survey and conservation plan*. IUCN, Gland, Switzerland.

- Osgood, W.H. (1943). The mammals of Chile. Field Museum of Natural History, *zoological series*, **30**, 1-268.
- Plan de Acción Forestal de Chile (PAF). (1992). *Informe final. Resultados y propuestas*. Comisión Nacional del Medio Ambiente. Santiago.
- Redford, K.H. and J.F. Eisenberg (1992). *Mammals of the Neotropics. Volume 2, The southern cone: Chile, Argentina, Uruguay, and Paraguay*. University of Chicago Press, Chicago.
- Samson, F.B.; F. Pérez-Trejo, H. Salwasser, L.F. Ruggiero, and M.L. Shaffer (1985). On determining and managing minimum population size. *Wildlife Society Bulletin*, **13**, 425-433.
- Sanderson, J., M.E. Sunquist and A. Iriarte. (in press). Ecology and Behavior of the guigna (*Oncifelis guigna*). *Journal of Mammalogy*.
- Simonetti, J.A. and J.E. Mella. (1997). Park size and the conservation of Chilean mammals. *Revista Chilena de Historia Natural*, **70**, 213-220.
- Simonetti, J.A. (1998). Areas silvestres protegidas: ¿protegidas y protectoras?. In Díaz-Pineda, F., J.M. de Miguel & M.A. Casado (eds.). *Diversidad biológica y cultura rural en la gestión ambiental del desarrollo*. Ediciones Mundi-Prensa, Madrid, pp. 123-131.
- Simonetti, J.A. (1999). Diversity and conservation of terrestrial vertebrates in mediterranean Chile. *Revista Chilena de Historia Natural*, **72**, 493-500.
- Stamp, J.A., Buechner, M. & Krishnan, V.V. (1987) The effects of edge permeability and habitat geometry on emigration from patches of habitat. *American Naturalist*, **129**, 533-552.
- Stith, B.M., J.W. Fitzpatrick, G.E. Woolfenden and B. Pranty (1996). Classification and conservation of metapopulations: a case study of the Florida Scrub Jay. In D.R. McCullough, editor. *Metapopulations and wildlife conservation*. Island Press, Washington D.C., pp. 187-215
- Sunquist, M. and J. Sanderson (1998). Ecology and behaviour of *O. guigna* in a highly fragmented, human-dominated landscape. *Cat News*, **28**, 17-18.
- Sweaner, L.L., K.A. Logan and M.G. Hornocker (2000). Cougar dispersal patterns, metapopulation dynamics, and conservation. *Conservation Biology*, **14**, 798-808.

Taylor, P.D., L. Fahrig, K. Henein, and G. Merriam (1993). Connectivity is a vital element of landscape structure. *Oikos*, **68**, 571-573.

Woodroffe R. And J.R. Ginsberg (1998). Edge effects and the extinction of population inside protected areas. *Science*, **280**, 2126-2128.

DISUSIÓN GENERAL

La forma en que un animal utiliza y selecciona el hábitat influirá en su capacidad de adaptación a los cambios que el hombre genera en el paisaje y por ende en su estado de conservación (Caughley, 1994; Fahrig & Merriam, 1994). En este sentido, las especies que seleccionan algunos atributos del hábitat, principalmente aquellos que se han reducido debido a actividades antrópicas, podrían verse más perjudicadas que aquellas que son más flexibles en el uso de los recursos disponibles (Songer et al., 1997; Beier, 1993).

Aquellas especies que son generalistas y pueden alternar entre diversos tipos de recursos (sean estos alimento, protección, refugios o dormitorios) o utilizarlos según la disponibilidad que tengan en el paisaje, tendrán una mayor probabilidad de mantener poblaciones viables en paisajes muy heterogéneos, en comparación a aquellas especies especializadas en algún tipo o algún (os) atributo (s) del hábitat. Por ejemplo, en Inglaterra, el zorro Rojo (*Vulpes vulpes*) ve incrementadas sus poblaciones en paisajes en mosaico, es decir, lugares que les ofrezcan diversos tipos de ambientes donde puedan encontrar tanto alimento como protección (Cavallini & Lovari, 1994; Chadwick et al., 1997). En América del Sur, *P. culpaeus* utiliza diferentes tipos de hábitat (Medel & Jaksic, 1988; Novaro, 1997). En la zona central de Chile, específicamente en la Reserva Nacional Los Queules y en plantaciones de pino aledañas ubicadas en la Séptima región, hemos encontrado que *Pseudalopex culpaeus*, utilizó los tres tipos de hábitat definidos previamente en este estudio, bosque continuo, Fragmentos de bosque y Plantaciones de pino, dependiendo de la disponibilidad de éstos en el paisaje. Debido a que esta zona está dominada por plantaciones de pino, éste fue el hábitat que utilizó en mayor porcentaje, no obstante, se debió a la mayor oferta de este en el sitio de estudio (Ver Capítulo I).

Al determinar el efecto de algún factor del hábitat (i.e. cobertura, distancia a caminos, etc.) sobre la abundancia de *P. culpaeus*, encontramos que su abundancia estaba en directa relación a la existencia de caminos, los cuales precisamente son muy abundantes en las plantaciones de pino. Nuestros resultados concuerdan con lo descrito por Muñoz & Murúa (1990) quienes describen la gran preferencia de los zorros por caminos en las plantaciones

y proponen como pauta de manejo la apertura de caminos de penetración en plantaciones forestales para controlar las pérdidas por herbivoría debido a la acción de roedores. Por lo tanto, considerando únicamente la variable uso de hábitat, *P. culpaeus* podría beneficiarse en este mosaico de hábitats, debido a una mayor accesibilidad a diferentes lugares, ofreciéndole una gran cantidad de presas como *Octodon bridgesi*, *Oryctolagus cuniculus*, *Lepus capensis*, entre otras, los cuales podrían beneficiarse en este mosaico de hábitat que en el bosque nativo original (Son et al., 1997; Saavedra & Simonetti, in letteris).

Pese a que *P. culpaeus* podría estar en mejores condiciones que otras especies de carnívoros, estos antecedentes deben tomarse con cierta cautela, ya que el estudio realizado sólo contempló el uso y selección del hábitat y no consideró otros factores como el incremento de la caza clandestina y la persecución con perros a la cual podrían estar expuestos estos animales al existir una mayor facilidad de acceso de cazadores furtivos por los caminos que son extensamente utilizados por la especie. Tampoco se consideró en esta tesis el posible envenenamiento de los zorros, debido al consumo de roedores contaminados con anticoagulantes, práctica común en el manejo forestal para disminuir el ataque a plántulas de pino (Obs. Pers.).

A diferencia de *P. culpaeus*, *Oncifelis guigna*, seleccionó el bosque nativo frente a las plantaciones de pino, al utilizarlo en mayor proporción que la disponibilidad de este en el paisaje y a lo esperado por azar. Además, al estudiar la existencia de alguna relación de algunos atributos del hábitat con la abundancia de *O. guigna*, se determinó que ésta se relacionó fuertemente a fragmentos de vegetación nativa de gran extensión (>1.5 km²), como la Reserva Nacional Los Queules, a quebradas de vegetación nativa y a lugares apartados de caminos y con una gran cobertura arbórea y arbustiva, lo cual corresponde precisamente a bosque nativo (Palomares et al., 2000)

Según este estudio *O. guigna* estaría seleccionando aquellos parches de vegetación nativa de gran extensión, como los son las áreas silvestres protegidas, las cuales le ofrecerían una cobertura y protección adecuadas para capturar presas tanto en tierra como en el estrato arbóreo (Kleiman & Eisenberg, 1973). No obstante, la continua fragmentación y

destrucción del bosque nativo, han llevado a una distribución reducida, parchosa y fragmentada de este hábitat, restando en la zona costera del centro-sur de Chile fragmentos de bosque nativo inmersos en una matriz de plantaciones forestales y cultivos agrícolas (San Martín & Donoso, 1996; Donoso & Lara, 1996; Lara et al., 1996), los cuales son escasamente utilizados por *O. guigna* y por ende disminuirían su capacidad de dispersión poniendo en riesgo su supervivencia.

Para determinar el estado de conservación de *O. guigna* entre los 35° 30' hasta los 38° Sur, aplicamos un modelo de viabilidad poblacional (Harrison, 199; Hanski & Simberloff, 1997), el cual nos permitió inferir que tales poblaciones enfrentarían una disminución en su tamaño dependiendo del tamaño y grado de aislamiento de los fragmentos de bosque nativo. De este modo, para que las poblaciones de *O. guigna* persistan en el largo plazo, se requiere la existencia de parches de vegetación nativa de gran extensión (> 500 km²), dependiendo de la densidad y de la mantención de una variabilidad genética que permita los procesos de evolución en la población (Frankel & Soulé, 1981; Mella, 1994; Simonetti & Mella, 1997).

No obstante, la zona central de Chile, es la zona del país que presenta la menor cantidad de áreas silvestres protegidas del país (Simonetti, 1999), siendo en promedio de 60 km² (Muñoz et al., 1996), y por tanto incapaz de soportar una población de carnívoros en el largo plazo (Mella, 1994). En la zona estudiada se encuentran cuatro áreas silvestres protegidas: PN Nahuelbuta (68 km²), la RN Los Queules (1.5 km²), la RN Los Ruiles (1.5 km²) y la recién creada RN Los Ruiles sector El Fin (0.2 km²). Sin embargo, ninguna de estas áreas silvestres protegidas sería capaz de mantener por sí sola una población viable de *O. guigna* en el largo plazo (Capítulo II, esta Tesis). No obstante, éstas áreas no se encuentran aisladas totalmente, ya que existen alrededor de ellas fragmentos de bosque nativo que podrían mantener poblaciones de *O. guigna* en una dinámica metapoblacional (Gotelli, 1991). Por consiguiente, los fragmentos de bosque nativo aledaños a las áreas silvestres protegidas, cobran una gran importancia como corredores de vegetación nativa, los cuales podrían conectar subpoblaciones, permitiendo la recolonización de parches de vegetación donde hayan desaparecido poblaciones locales, manteniendo de este modo la

dinámica de la especie y conservándola en la región (Fahrig & Merriam, 1985; Taylor et al., 1993). De este modo, la única metapoblación viable en largo plazo, sería la compuesta por el Parque Nacional Nahuelbuta y fragmentos de bosque nativo aledaños a éste. Por otra parte, la metapoblación compuesta por las Reservas Nacionales Los Queules y Los Ruiles y fragmentos aledaños persistiría en un corto plazo, en cambio la metapoblación de la Reserva Nacional Los Ruiles Sector El fin se extinguiría (ver Capítulo II).

Sin embargo, la mantención de las metapoblaciones requiere de la protección de los fragmentos ubicados fuera de las áreas silvestres protegidas, los cuales se encuentran en manos privadas, preferentemente de empresas forestales y pequeños propietarios, los cuales explotan en algunos casos en forma desmedida el bosque nativo (PAF, 1992). Si la actual tasa de deforestación persiste incierto es el futuro de *O. guigna* en la zona costera del centro-sur de Chile, ya que sus poblaciones se reducirían y aislarían aún más, pudiendo caer en un cuello de botella genético, del cual le sería difícil retornar (Frankel & Soulé, 1981).

Por lo tanto, es deber de todos los organismos involucrados en la conservación de los bosques nativos y por tanto de su fauna asociada, aunar esfuerzos para conservar aquellas especies que son más susceptibles a la pérdida de este tipo de hábitat, como lo es un animal que se encuentra en el tope de la cadena alimenticia como *O. guigna*. Sólo la cooperación público privada, donde organismos como CONAF, empresas forestales, ONGs y pequeños propietarios podrán conservar efectivamente a *O. guigna* de su inminente extinción en la zona costera de Chile central.

REFERENCIAS

- Beier, P. (1993). Determining minimum habitat areas and habitat corridors for cougars. *Conservation Biology*, **7**, 94-108.
- Caughley, G. (1994). Directions in conservation biology. *Journal of Animal Ecology*, **63**, 215-244.
- Cavallini, P. & Lovari, S. (1994). Home range habitat selection and activity of the red fox in a Mediterranean coastal ecotone. *Acta Theriologica*, **39**, 279-287.

- Chadwick, A.H, S.J. Hodge & P.R. Ratcliffe. (1997). *Foxes and forestry*. Technical paper N° 23. Forestry Commission, Edinburgh, iv+25 pp.
- Díaz, G.B. and R.A. Ojeda (eds.). (2000). *Libro rojo de mamíferos amenazados de la Argentina*. Sarem, Argentina.
- Dunstone, N., Durbin, L., Wyllie, I., Freer, R., Acosta, G., Mazzolli, M. & Rose S. (In press). Spatial organization, ranging behaviour and habitat utilization of *Oncifelis guigna* in southern Chile. *Journal of Zoology* (London).
- Fahrig, L. & Merriam, G. (1985). Habitat patch connectivity and population survival. *Ecology*, **66**, 1762-1768.
- Fahrig, L. & Merriam, G. (1994). Conservation of fragmented populations. *Conservation Biology*, **8**, 50-59.
- Frankel, O.H. and M.E. Soulé (1981). *Conservation and Evolution*. Cambridge University Press, Cambridge.
- Glade, A. ed. (1988). *Libro rojo de los vertebrados terrestres de Chile*. Corporación Nacional Forestal, Santiago.
- Hanski, I. and D. Simberloff (1997). The metapopulation approach, its history, conceptual domain, and application to conservation. In A. Hanski & Gilpin, editors. *Metapopulation biology: ecology, genetics, and evolution*. Academic Press, San Diego, pp. 5-26
- Kleiman, D.G. & Eisenberg, J.F. (1973). Comparisons of canid and felid social systems from an evolutionary perspective. *Animal Behaviour*, **21**, 637-659.
- Medel, R.G. & Jaksic, F.M. (1988). Ecología de los cánidos sudamericanos: una revisión. *Revista Chilena de Historia Natural*, **61**, 67-79.
- Mella, J.E. (1994). *Areas silvestres protegidas y la conservación de los mamíferos terrestres chilenos*. MSc thesis, Universidad de Chile, Santiago.
- Miller, S.D., Rottmann, J., Raedeke, K.J. & Taber, R.D. (1983). Endangered mammals of Chile: status and conservation. *Biological Conservation*, **25**, 335-352.
- Muñoz, A. & Murúa, R. (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 Oecologica*, **11**, 251-261.
- Muñoz, M., Núñez, H. & Yáñez, J. eds. (1996). *Libro rojo de los sitios prioritarios para la conservación de la diversidad biológica en Chile*. Corporación Nacional Forestal, Santiago. iv + 203 pp.
- Novaro, A. 1997. *Pseudalopex culpaeus*. *Mammalian Species*, **558**, 1-8.
- Plan de Acción Forestal de Chile (PAF). 1992. *Informe final. Resultados y propuestas*. Comisión Nacional del Medio Ambiente. Santiago.

- Palomares, F., Delibes, M., Ferreras, P., Fedriani, J.M., Calzada, J. & Revilla, E. (2000). Iberian lynx in a fragmented landscape: predispersal, dispersal, and postdispersal habitats. *Conservation Biology*, **14**, 809-818.
- Simonetti, J.A. (1999). Diversity and conservation of terrestrial vertebrates in Mediterranean Chile. *Revista Chilena de Historia Natural*, **72**, 493-500.
- Simonetti, J.A. and J.E. Mella (1997). Park size and the conservation of Chilean mammals. *Revista Chilena de Historia Natural*, **70**, 213-220.
- Songer, M.A., Lomolino, M.V. & Perault, D.R. (1997) Niche dynamics of deer mice in a fragmented, old-growth-forest landscape. *Journal of Mammalogy*, **78**, 1027-1039.
- Taylor, P.D., L. Fahrig, K. Henein, and G. Merriam (1993). Connectivity is a vital element of landscape structure. *Oikos*, **68**, 571-573.

APÉNDICE

Publicado en el Boletín del Museo Nacional de Historia Natural, Chile, 48:19-27 (1999).

GUIA DE HUELLAS DE ONCE ESPECIES DE MAMIFEROS DEL BOSQUE TEMPLADO CHILENO

Gerardo Acosta J. & Javier A. Simonetti

Departamento de Ciencias Ecológicas. Facultad de Ciencias. Universidad de Chile. Las
Palmeras 3425. Ñuñoa. Casilla 653. Santiago. Chile

Resumen

Presentamos una breve guía para las huellas de once especies de mamíferos que habitan los bosques templados de Chile. Entregamos algunas de sus características que permitan diferenciarlas y ejemplificamos el uso del rastreo de huellas para evaluar la diversidad de mamíferos de bosque.

Abstract

We provide a brief pictorial guide for the tracks of eleven mammalian species that inhabit Chilean temperate forests. Diagnostic features are given in order to better differentiate them. We also give an example of the use of track records for assessing forest mammal diversity.

Introducción

En Chile existen 27 especies de mamíferos con peso corporal mayor de un kilogramo (Mella 1994). La información disponible sobre la historia natural de estas especies es escasa, especialmente cuando se compara con el conocimiento alcanzado sobre los

pequeños mamíferos, particularmente roedores (véase Jaksic 1996 para una revisión). Un impedimento para el estudio de estas especies puede ser lo críptico de sus hábitos, sus bajas densidades y las dificultades para observarlos o capturarlos, entre otras variables (Wilson *et al.* 1996).

El estudio sistemático de la distribución, frecuencia y características de las huellas de mamíferos es una aproximación comúnmente utilizada para el estudio de aquellas especies de mamíferos difíciles de observar o capturar (Wilson *et al.* 1996). Las huellas proveen una evidencia sólida de la presencia de una especie en una región o hábitat determinado. Análisis más detallados arrojan información sobre edad de los individuos, sus modos de locomoción y sus tamaños poblacionales entre otras informaciones (Wilson *et al.* 1996). Este tipo de estudio requiere disponer de un catálogo de las huellas de las especies de interés, de forma de asociar inequívocamente una huella a la especie que efectivamente la produce.

En Chile, se han caracterizado las huellas y rastros de cinco especies de roedores: *Abrothrix longipilis*, *A. olivaceus*, *A. sanborni*, *Loxodontomys micropus* y *Oligoryzomys longicaudatus*, información que permite reconocer estas especies por sus huellas, además de conocer sus modos de locomoción (Murúa 1982). Rodríguez (1984, 1993) provee también fotografías de la impronta de las patas de los roedores *Abrothrix* sp, *Abrocoma bennetti*, *Chinchilla lanigera*, *Octodon bridgesi*, *O. degus*, *Phyllotis darwini* y *Rattus rattus*, el marsupial *Thylamys elegans*, y el lagomorfo *Oryctolagus cuniculus*, pero no entrega mayores detalles. Por su parte, Meserve, (1981) y Jiménez (1989) usan análisis de huellas de varias especies de pequeños mamíferos, pero no proveen fotografía, descripción o información alguna que caracterice las huellas. De igual forma, quienes han empleado la frecuencia de huellas como estimadores de abundancia relativa de especies de talla corporal grande, como *Pseudalopex fulvipes*, *Oncifelis guigna*, y *Puma concolor* (e.g., Jaksic *et al.* 1990, Jiménez *et al.* 1991, Martínez *et al.* 1993a,b), tampoco entregan una guía o clave, ni proveen elementos diagnósticos para reconocer y diferenciar las huellas de las especies estudiadas (véase Muñoz-Pedreras *et al.* 1995 para una excepción). De esta forma, para mamíferos grandes (> 1 kg) se dispone de escasa información. Salvo la descripción de las huellas de *Hippocamelus bisulcus* (Povilitis 1977, 1978; Velásquez 1994), un pequeño dibujo de la huella de un zorro (especie no señalada) comparada con un perro (Miller &

Rottman 1976), las medidas de las presuntas huellas de *Pseudalopex culpaeus*, *P. griseus* y *Oncifelis colocola* (Martínez *et al.*, 1993), de un pequeño dibujo de la huella *Puma concolor* (Miller & Rottmann, 1976) y las medidas de sus huellas (Muñoz-Pedrerros *et al.* 1995), actualmente no se dispone de guías de huellas que faciliten el empleo de esta técnica de estudio y aumentar el conocimiento sobre la historia natural de estas especies. Información sobre los rastros de *P. concolor* y de especies congénéricas de taxa chilenos, tales como miembros del género *Lontra* y *Conepatus* pueden encontrarse en libros sobre mamíferos mexicanos y de bosques tropicales (Aranda, 1981; Aranda & March, 1987; Emmons, 1990).

En este trabajo queremos contribuir a paliar parcialmente esta carencia presentando una breve guía para las huellas de 11 especies (nueve nativas y dos introducidas) que habitan la región de los bosques templados de Chile: *Pseudalopex culpaeus*, *P. griseus*, *Oncifelis guigna*, *Puma concolor*, *Galictis cuja*, *Conepatus chinga*, *Mustela vison* (introducido), *Myocastor coypus*, *Pudu puda*, *Sus scrofa* (introducido) e incluimos *Hippocamelus bisulcus* (tomado de Velásquez 1994). Al mismo tiempo, presentamos un ejemplo del uso del muestreo de huellas para determinar la abundancia de mamíferos en fragmentos de un bosque maulino y fragmentos de bosques adyacentes.

Métodos

Las huellas se obtuvieron de animales en cautiverio del Parque Zoológico de Santiago. Para obtener huellas, dispusimos bandejas con greda en el suelo para permitir que los animales caminaran libremente sobre ellas. De esa forma obtuvimos improntas similares a las observables en situaciones naturales. De las huellas obtenidas, presentamos la más representativa de la especie. Las huellas fueron obtenidas de 10 ejemplares de *Pudu puda*, 15 *Sus scrofa*, dos *Pseudalopex culpaeus*, dos *P. griseus*, un macho de *Puma concolor*, dos *Galictis cuja*, un *Mustela vison* y dos *Myocastor coypus*. Las huellas de *Oncifelis guigna* fueron obtenidas de improntas de ejemplares capturados-recapturados en el Parque Nacional Laguna San Rafael. La huella de *Conepatus chinga* la obtuvimos de un ejemplar disecado en el Museo Nacional de Historia Natural de Chile. Las huellas de *Hippocamelus*

bisulcus las obtuvimos de un informe técnico de CONAF (Velásquez, 1994) e información de Povilitis (1978).

A modo de ejemplo del uso de las huellas, evaluamos la riqueza de especies de mamíferos en la Reserva Nacional Los Queules y fragmentos de bosque nativo adyacentes (VII Región) mediante el muestreo de huellas (Wilson *et al.*, 1996). En octubre 1998 y enero 1999, tanto en la Reserva como en dos fragmentos adyacentes, hemos colocado trampas de huellas. Estas consisten en un área de 0,25 m² de suelo despejado de hojarasca, suelto y alisado de forma que cualquier animal que cruce sobre esta área imprima su pisada. Las trampas las dispusimos separadas 10 m entre sí sobre transectos lineales, y eran revisadas a las 24 o 48 hrs de instaladas.

Resultados y Discusión

A continuación presentamos una breve caracterización de las huellas registradas, así como posibles elementos diagnósticos que permitan reconocer las huellas encontradas en el campo. Presentamos además una figura representativa de la huella (Fig. 1).

1. Artiodáctilos: sus huellas son características por cuanto pisan con la extremidad del 3^{er} y 4^o dedo, marcando claramente sus pezuñas.

1.1.- *Hippocamelus bisulcus* (Fig. 1 h): huella en forma de corazón, con el exterior en forma de “V”, especialmente en suelo suave donde las pezuñas se separan levemente en la parte posterior (Povilitis, 1978). Si se consideran los dedos vestigiales, la huella de un macho adulto puede alcanzar 11 cm de longitud (Velásquez, 1994). Según Povilitis (1978: 18) las crías dejarían huellas de hasta 4,5 cm de largo, en tanto animales del año alcanzarían 5,0 a 5,5 cm, las hembras adultas y machos subadultos tendrían huellas de 6,0 en tanto los machos adultos tendrían huellas mayores a 7,0 cm de largo.

1.2.- *Pudu puda* (Fig. 1 j): Huella pequeña, de 2 a 4 cm de longitud. La impronta es puntiaguda en su extremo anterior y curva en su extremo posterior. Dependiendo del tipo de sustrato y forma del paso, es posible que se impriman los dedos vestigiales. Pese a su apariencia alargada, el ancho máximo de la huella puede ser de igual medida que la longitud de las pezuñas (dedos vestigiales excluidos). Las huellas de *P. puda* podrían

confundirse con aquellas de *H. bisulcus* jóvenes, por lo que es necesario recurrir a elementos adicionales (presencia de más animales v. gr. adultos de *H. bisulcus*, fecas, pelos para confirmar su determinación específica). Según Povilitis (1978), la posibilidad de confundirlas es menor por cuanto estas especies estarían segregadas altitudinalmente, al menos en los Nevados de Chillán, con *H. bisulcus* habitando las montañas por sobre los 1.000 m.s.n.m. y *P. puda* en las estribaciones más bajas con mínima sobreposición (Povilitis 1978: 16).

1.3.- *Sus scrofa* (Fig. 1 g): huella redondeada, con cada pezuña levemente ovalada. A diferencia de la huella de *H. bisulcus*, que tiene su extremo anterior aguzado, en *S. scrofa* los extremos anteriores o posteriores son redondeados. Las huellas, de hasta 5 cm de longitud, pueden ser más anchas que largas, con anchos de hasta 5,5 cm de diámetro.

2. Cánidos: estos animales imprimen el cojinete plantar, los dedos y frecuentemente, las uñas. Las huellas de los zorros podrían confundirse con las huellas de perros (*Canis familiaris*). Sin embargo, los perros tienden a marcar sus huellas en una suerte de zig-zag, en tanto las huellas de los zorros tienden a disponerse en una fila más recta (ver también Miller & Rottmann 1976: 48). Además, las huellas de perros tienden a estar asociadas a rastros y pisadas humanas o de su ganado.

2.1.- *Pseudalopex culpaeus* y *Pseudalopex griseus* (Fig. 1 b y c): ambas especies imprimen su cojinete plantar de forma triangular, cuatro dedos elongados en sentido antero-posterior y en algunas ocasiones, pueden presentar garras pequeñas. En ambas especies, las huellas tienen un aspecto redondeado, debido a que el ancho máximo puede ser de igual dimensión que la longitud de la huella. Sin embargo, la huella de *P. griseus* es más pequeña (3-3,5 cm) que aquella de *P. culpaeus* (5 cm), además que el borde posterior de su cojinete plantar tiende a ser convexo, mientras en *P. culpaeus* tiende a ser cóncavo.

De acuerdo a Martínez *et al.* (1993), el largo y ancho de las huellas tanto de las patas traseras como delanteras de *P. culpaeus* no son diferenciables de *P. griseus*, lo que impediría usar las huellas para identificar los zorros a nivel específico. Sin embargo, las huellas fueron obtenidas en terreno sin observarse al animal que las produjo, lo que debilita su análisis, el cual es necesario repetir con huellas provenientes de animales conocidos. En todo caso, la morfología del cojinete podría ayudar a diferenciarlas.

3. Félidos: según Martínez *et al.* (1993: 197), las huellas de *F. colocola* medirían 4,2 x 4,1 cm, algo mayores que las huellas de *F. catus* (3,8 x 3,5 cm). Esta última medida ha sido empleada también por Muñoz-Pedrerros *et al.* (1995: 504) para diferenciar huellas de gatos domésticos de *O. guigna* y *P. concolor*.

3.1.- *Oncifelis guigna* (Fig. 1e): la huella de este gato pequeño presenta un cojinete plantar con dos hendiduras en la parte posterior y una en la parte anterior. Los cuatro dedos, más largos que anchos, se marcan por delante del cojinete plantar y la huella de los adultos tiene 2,5 a 3 cm de ancho. Muñoz-Pedrerros *et al.* (1995: 503) consideran una dimensión de 3,6 x 3,2 cm (largo x ancho) como un tamaño máximo de huella de *O. guigna* para diferenciarla de otros felinos.

3.2.- *Puma concolor* (Fig. 1a): la huella de *P. concolor* es muy conspicua por su gran tamaño entre los carnívoros chilenos, alcanzando entre 7 y 10 cm de longitud (véase además Miller & Rottmann, 1976, Aranda 1981, Emmons 1990, Muñoz-Pedrerros *et al.* 1995). Muñoz-Pedrerros *et al.* (1995) diferencian arbitrariamente individuos juveniles y adultos basados en el tamaño de la huella. Huellas con longitudes iguales o inferiores a 5,5 cm y anchos menores a 5,9 cm las consideran como improntas de individuos juveniles. *Puma concolor* imprime cuatro dedos a partir de la mitad del cojinete, el cual es claramente lobulado en su parte posterior. El borde anterior del cojinete también tiene un lóbulo, menos notorio.

4. Mustélidos: estos animales son plantígrados, por lo que su huella incluye el pie (metacarpo o metatarso), además del cojinete plantar y los dedos.

4.1.- *Galictis cuja* (fig. 1f): huella pequeña (2,5 x 3 cm), de contorno general redondeado, imprime el cojinete plantar sin lóbulos y cinco dedos, siendo los dedos 1 y 5 más pequeños y redondeados, en tanto los 2 a 4 son algo más elongados en sentido antero-posterior. Las uñas se imprimen ocasionalmente.

4.2.- *Conepatus chinga* (Fig. 1k): la huella de la mano imprime el cojinete, de aspecto triangular, con cinco dedos alargados y garras. La huella de la pata imprime además el pie, de forma que la huella es más larga que ancha.

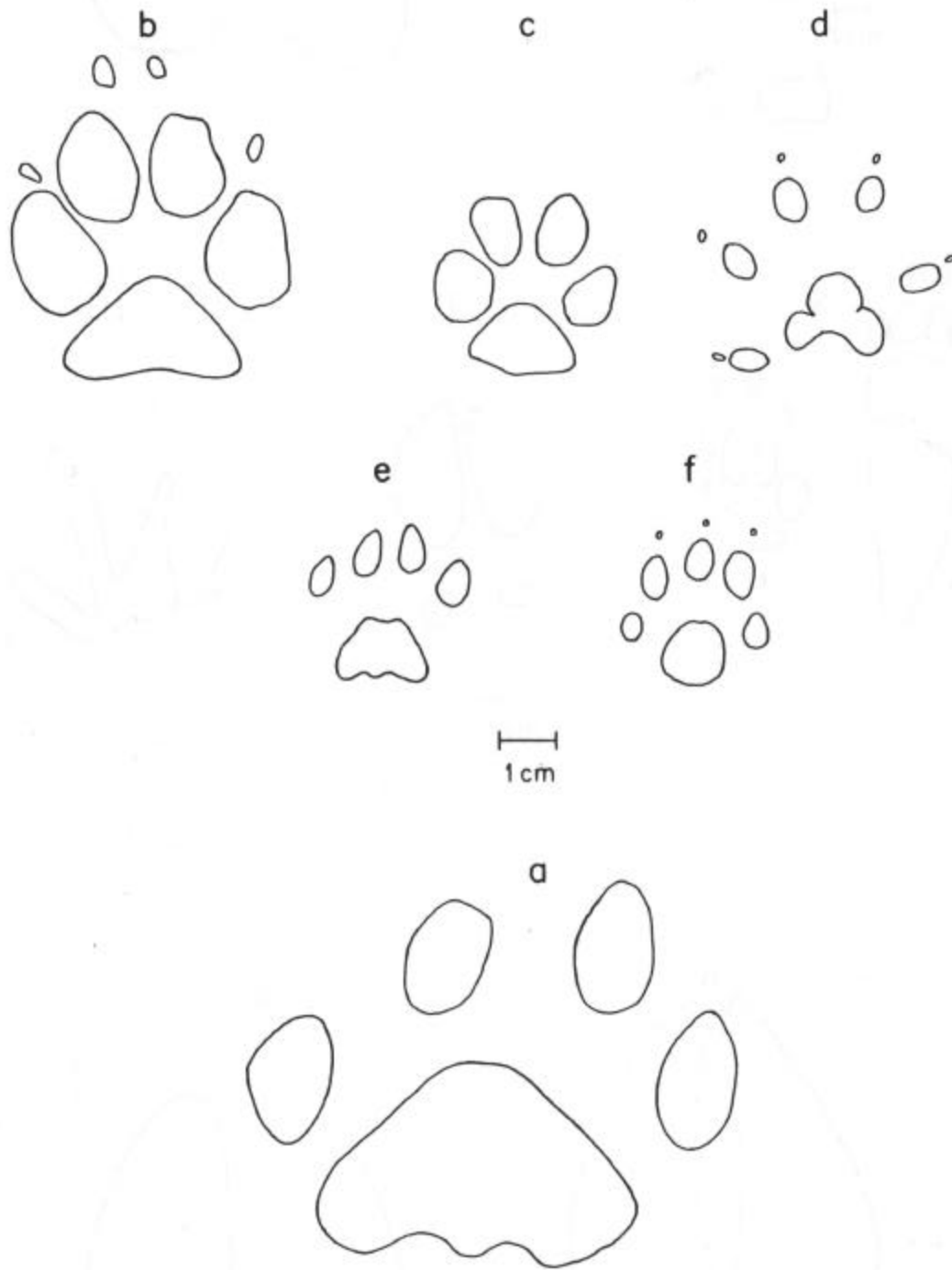
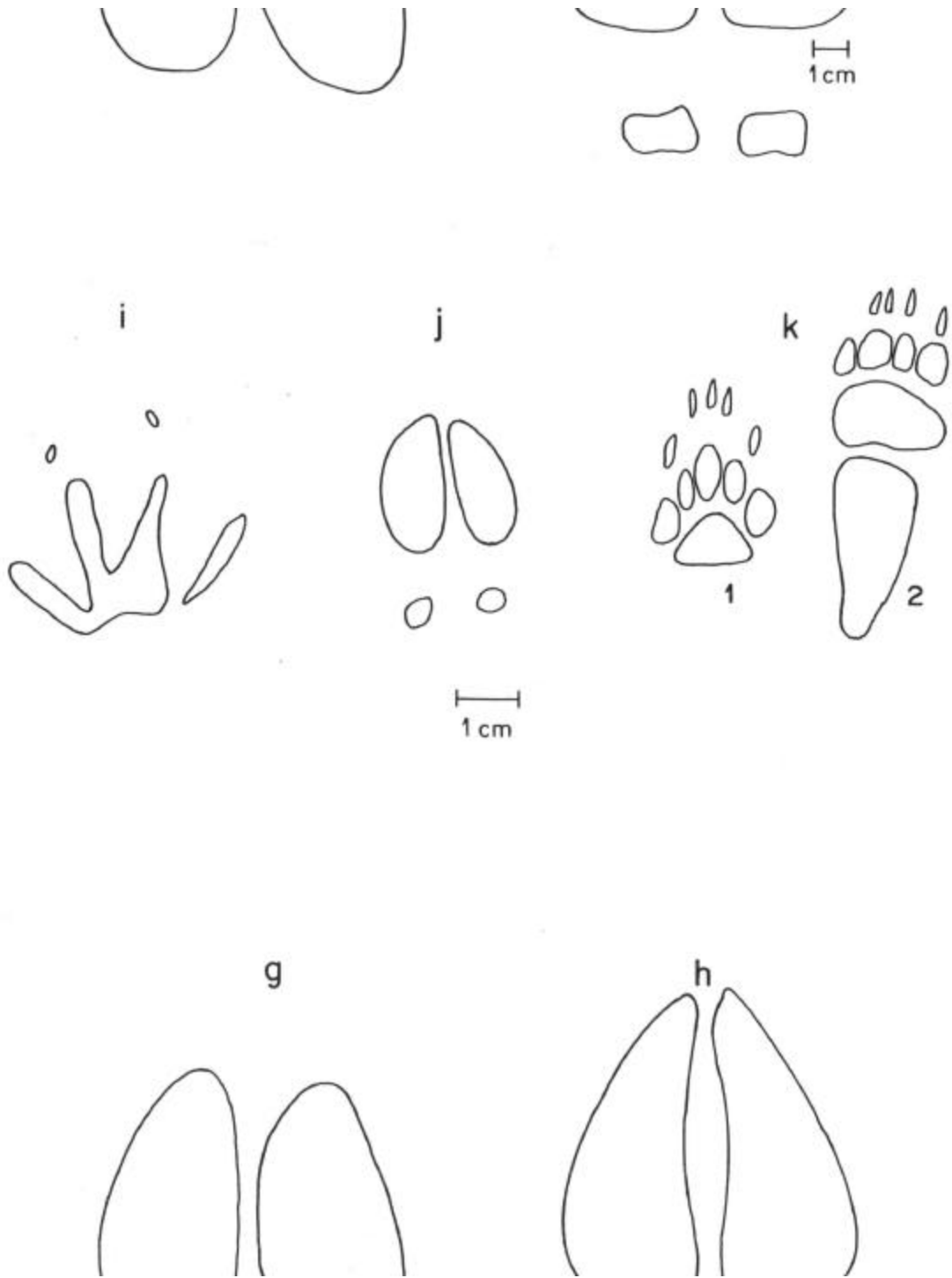


Figura 1. Huellas de mamíferos del bosque templado: a) *Puma concolor*, b) *Pseudalopex culpaeus*, c) *Pseudalopex griseus*, d) *Mustela vison* (introducido), e) *Oncifelis guigna*, f) *Galictis cuja*, g) *Sus scrofa* (introducido), h) *Hippocamelus bisulcus* (tomado de Velásquez 1994), i) *Myocastor coypus*, j) *Pudu puda*, y k) *Conepatus chinga*: 1, pata delantera y 2, pata trasera.

Figura 1. Continuación



4.3.- *Mustela vison* (Fig. 1d): la huella presenta un cojinete con forma de trébol y cinco dedos con uñas pequeñas. Dependiendo del tipo de movimiento, los dedos pueden aparecer muy separados entre sí. Al igual que en otros mustélidos como *Eira barbara*, la piel interdigital no se observan en la huella, salvo que la pisada sea muy profunda y el substrato muy blando (Aranda, 1981).

5. Roedores: las huellas de roedores son muy variadas en forma, dependiendo del tamaño de la especie y su modo de locomoción (e.g., Aranda, 1981). Para once especies de pequeños roedores de Chile, véase Murúa (1982) y Rodríguez (1984, 1993).

5.1 *Myocastor coypus* (fig. 1i): la impronta de la mano imprime cuatro dedos, alargados, cuyos extremos anteriores tienden a ser divergentes. Ocasionalmente se imprimen garras pequeñas. La membrana interdigital no se observa en la huella, salvo en terreno muy blando.

La información que hemos obtenido sobre las huellas de las 11 especies arriba descritas nos ha permitido una primera evaluación de la diversidad de mamíferos carnívoros en la Reserva Nacional Los Queules y fragmentos aledaños (Cuadro 1). En el marco de una investigación sobre la interacción mamíferos-planta en bosques fragmentados, estamos evaluando la riqueza y abundancia de mamíferos mediante el muestreo de sus huellas. En un muestreo preliminar hemos podido constatar la presencia de dos especies de carnívoros nativos en la Reserva (*O. guigna* y *P. cf. griseus*), así como su ausencia de los fragmentos. Asimismo, hemos detectado la presencia de ganado caballar (*E. caballus*) en los fragmentos pero su ausencia en la Reserva (Cuadro 1). Además, el registro ocasional de huellas en caminos al borde de la Reserva revela la presencia de *C. chingue*. Comparado con muestreos de *O. guigna* en Nahuelbuta (Jiménez *et al.*, 1991) y de *Oncifelis* (= *Felis*) *colocola* en la Reserva Nacional Las Chinchillas (Martínez *et al.*, 1993), el éxito de captura de huellas en Los Queules es significativamente menor (1,3% vs 3,3%; $z = -1,6$; $P = 0,05$ y 1,3% vs 4,8%; $z = 2,2$, $P = 0,01$). También son menos frecuentes las huellas de zorros en Los Queules comparado con Las Chinchillas (Martínez *et al.*, 1993: 3,1% vs 24,2%; $z = 6,9$, $P \ll 0,001$), lo cual sugeriría menor abundancia de carnívoros en Los Queules.

Cuadro 1. Diversidad de mamíferos en la Reserva Nacional Los Queules y fragmentos de bosque aledaños. Valores son el número de trampas de huella (0,25 m²) que contienen a lo menos una huella asignable a una especie. Se agrupan los resultados de muestreos realizados en octubre 1998 y enero 1999. El esfuerzo de muestreo es el número de trampa/noches.

Especie	Fragmentos	Reserva Nacional
<i>Equus caballus</i>	3	
<i>Oncifelis guigna</i>		4
<i>Pseudalopex cf culpeus</i>		9
Número de especies	1	2
Esfuerzo de muestreo	159	289

Asimismo, en comparación con bosques fragmentados en Bolivia, el éxito de registro de huellas también es bajo. En la Reserva de la Biosfera Estación Biológica del Beni hemos muestreado mamíferos con similar protocolo al usado en Los Queules. Con un esfuerzo de 216 trampa/noches en dos fragmentos de bosque hemos detectado la presencia de tres especies (*Dasyprocta punctata*, *Dasyprocta novemcinctus* y *Sylvilagus brasiliensis*) con un total de 18 huelleros marcados. En el bosque continuo de la Reserva, y con 172 trampa/noches, hemos detectado cinco especies (*Agouti paca*, *D. punctata*, *D. novemcinctus*, *Pecari tajacu* y *Tapirus terrestris*) con 21 huelleros con improntas (Simonetti & Huareco 1999). Al igual que en Chile, estos resultados sugieren que la fragmentación de los bosques disminuye la riqueza de especies de mamíferos. Estos pocos resultados confirman el valor heurístico del muestreo de huellas para obtener información sobre fauna difícil de observar o capturar.

La facilidad con que pueden obtenerse datos, especialmente sobre presencia/ausencia, mediante el estudio de huellas explica el creciente número de estudios que está incorporando esta técnica en Latinoamérica, para estimar tanto la diversidad, como la abundancia y uso de hábitats por mamíferos de talla grande, lo cual de otra forma sería difícil (e.g., Povilitis 1978, Dirzo & Miranda 1991, Salas 1996, Roldán 1997, Miserendino *et al.* 1998, Simonetti & Huareco 1999). En Chile, su uso también es creciente (e.g., Povilitis 1978, Jiménez *et al.* 1991, 1996, Rau *et al.* 1992, Martínez *et al.* 1993a,b; véase también Jaksic *et al.*, 1990). Esperamos que el presentar esta guía de huellas motive la realización de catálogos más completos y detallados sobre huellas y rastros de las especies

chilenas (al estilo de Aranda, 1981) y facilite su uso en estudios sobre la historia natural de nuestra fauna silvestre.

Agradecimientos

Agradecemos el apoyo del personal del Parque Zoológico de Santiago, especialmente su Director, G. González, por las facilidades otorgadas, a J.L. Yáñez por permitir el acceso a las colecciones del Museo Nacional de Historia Natural, a C. Fernández por los dibujos, y a R.O. Bustamante y J. Arroyo por su ayuda en terreno. El apoyo y facilidades otorgadas por CONAF, la Sociedad Forestal Millalemu y su personal es sinceramente agradecido. Este trabajo ha sido financiado por Fondecyt 1981050.

Literatura citada

- Aranda, J.M. 1981 Rastros de los mamíferos silvestres de México. Instituto Nacional de Investigaciones sobre Recursos Bióticos, Xalapa.
- Aranda, J.M. & I. March. 1987 Guía de los mamíferos silvestre de Chiapas. Instituto Nacional de Investigaciones sobre recursos Bióticos, Xalapa.
- Dirzo, R. & A. Miranda. 1991. Altered patterns of herbivory and diversity in the forest understudy: a case study of the possible consequences of contemporary defaunation, en Price, P.W., T.M. Lewinsohn, G.W. Fernandes & W.W. Benson (eds.). Plant-animal interactions: evolutionary ecology in tropical and temperate regions. Wiley, New York: 273-287.
- Emmons, L.H. 1990. Neotropical rainforest mammals: a field guide. University of Chicago Press, Chicago.
- Glade, A. (ed.). 1988. Libro rojo de los vertebrados terrestres de Chile. Corporación Nacional Forestal, Santiago.
- Jaksic, F.M. 1996. Ecología de los vertebrados de Chile. Ediciones Universidad Católica de Chile, Santiago.
- Jaksic, F.M. , J.E. Jiménez, R.G. Medel & P.A. Marquet. 1990. Habitat and diet of Darwin's fox (*Pseudalopex fulvipes*) on the Chilean mainland. Journal of Mammalogy 71: 246-248.

- Jiménez, J.E. 1989. Uso de la técnica de tarjetas ahumadas para evaluar la efectividad de cebos para micromamíferos silvestres, con énfasis en *Chinchilla lanigera*. Medio Ambiente (Chile) 10: 84-91.
- Jiménez, J.E., P.A. Marquet, R.G. Medel & F.M. Jaksic. 1991. Comparative ecology of Darwin's fox (*Pseudalopex fulvipes*) in mainland and island settings of southern Chile. Revista Chilena de Historia Natural 63: 177-186.
- Jiménez, J.E., J.L. Yáñez, E.L. Tabilo & F.M. Jaksic. 1996. Niche-complementarity of South American foxes: reanalysis and test of a hypothesis. Revista Chilena de Historia Natural 69: 113-123.
- Martínez, D.R., J.R. Rau & F.M. Jaksic. 1993a. Respuesta numérica y selectividad dietaria de zorros (*Pseudalopex* spp.) ante una reducción de sus presas en el norte de Chile. Revista Chilena de Historia Natural 66: 195-202.
- Martínez, D.R., J.R. Rau, R.E. Murúa & M.S. Tellería. 1993b. Depredación selectiva de roedores por zorros chillas (*Pseudalopex griseus*) en la pluviselva valdiviana, Chile. Revista Chilena de Historia Natural 66: 419-426.
- Mella, J.E. 1994. Areas silvestres protegidas y la conservación de los mamíferos terrestres chilenos. Tesis, Magister en Ciencias Biológicas mención Ecología. Universidad de Chile, Santiago.
- Meserve, P.L. 1981. Resource partitioning in a Chilean semi-arid small mammal community. Journal of Animal Ecology 50: 745-757.
- Miller, S. & J. Rottmann. 1976. Guía para el reconocimiento de los mamíferos chilenos. Editorial Gabriela Mistral, Santiago.
- Miserendino, R.S., E. Cuellar & A. Noss. 1998. Diversidad de los mamíferos en el Izozog y el Area Natural de Manejo Integrado Kaa-Iya del Gran Chaco, Santa Cruz, Bolivia. Ecología en Bolivia 31: 17-31.
- Muñoz-Pedreros, A., J.R. 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.
- Murúa, R.B. 1982. Características de las huellas de roedores cricétidos del bosque valdiviano. Boletín de la Sociedad de Biología de Concepción (Chile) 53: 78-86.

- Povilitis, A.J. 1977. Proyecto Huemul Chileno: un proceso en realización acerca del estudio y protección del *Hippocamelus bisulcus*, animal símbolo en vías de extinción. Medio Ambiente (Chile) 2:97-156.
- Povilitis, A.J. 1978. The Chilean Huemul Project (1975-1976): Huemul ecology and conservation. Department of Fishery and Wildlife Biology, Colorado State University. Fort Collins, Colorado.
- Rau, J.R., D.R. Martinez, M.L. Wolfe, A. Muñoz-Pedreros, J.A. ALEA, M.S. Tellería & C.S. Reyes. 1992. Predación de pumas (*Felis concolor*) sobre pudues (*Pudu pudu*): rol de las liebres (*Lepus europaeus*) como presas alternativas. Actas, II Congreso Internacional "Gestion en Recursos Naturales", Valdivia, 2: 311-331.
- Rodríguez, J. 1984. Abundancia, distribución específica y habitat de *Chinchilla lanigera* y roedores simpátricos en Aucó (Illapel, IV Región). Facultad de Ciencia Agrarias, Veterinarias y Forestales, Universidad de Chile, Boletín Técnico 66: 1-30.
- Rodríguez, J.A. 1993. Roedores plaga: un problema permanente en América Latina y el Caribe. Oficina Regional de FAO para América Latina y el Caribe, Santiago.
- Roldán, A. 1997. El síndrome del bosque vacío: ¿es un fenómeno recurrente en los bosques neotropicales?. Tesis, Magister en Ciencias Biológicas mención Ecología. Universidad de Chile, Santiago.
- Salas, L.A. 1996. Habitat use by lowland tapirs (*Tapirus terrestris*) in the Tabaro River valley, southern Venezuela. Canadian Journal of Zoology 74: 1452-1458.
- Simonetti, J.A. & I. Huareco. 1999. Uso de huellas para estimar diversidad y abundancia de los mamíferos de la Reserva de la Biosfera - Estación Biológica del Beni, Bolivia. Mastozoología Neotropical 6: 139-144.
- Velázquez, H. 1994. Guía de censos y prospecciones. Informe Técnico, en depósito. Corporación Nacional Forestal, Santiago.
- Wilson, D.E., F.R. Cole, J.D. Nichols, R. Rudran & M. Foster (eds.). 1996. Measuring and monitoring biological diversity: standard methods for mammals. Smithsonian Institution Press, Washington, D.C.