



PONTIFICIA UNIVERSIDAD CATOLICA DE CHILE  
FACULTAD DE AGRONOMIA E INGENIERIA FORESTAL  
DIRECCION DE INVESTIGACION Y POSTGRADO  
PROGRAMA DE POSTGRADO EN CIENCIAS DE LA AGRICULTURA  
MAGISTER EN RECURSOS NATURALES

ANTECEDENTES DE HISTORIA NATURAL, OCUPACION Y PERCEPCION  
SOCIAL DE *Leopardus guigna* EN UN AMBIENTE FRAGMENTADO  
DE BOSQUE TEMPLADO EN LA ZONA ANDINA DE  
LA ARAUCANIA, CHILE (39°15'S, 71°48'O)

Tesis presentada como requisito para optar al grado de

*Magister* en Recursos Naturales

por:

Felipe Andrés Hernández Muñoz

Comité de Tesis  
Profesor Guía: Cristián Bonacic  
Profesores Informantes:  
Marcelo Miranda  
Horacio Gilabert  
Jerry Laker

Enero 2010  
Santiago-Chile

## AGRADECIMIENTOS

Este trabajo fue financiado por el proyecto Darwin Initiative 15-006 “Capacity Building for Temperate Rainforest Biodiversity Conservation” y la Comisión Nacional del Medio Ambiente (CONAMA), a través del Fondo de Protección Ambiental proyecto 09-083-2008 “Conectando la dimensión biológica y socio-cultural para la conservación de la Güiña (*Leopardus guigna*): una estrategia para su conservación por comunidades rurales” y proyecto 09-040-2009 “Conozcamos nuestra fauna silvestre: una estrategia para aumentar el conocimiento y valoración de nuestro patrimonio natural”. Además, recibió fondos y apoyo de Wildlife Trust Alliance y el Laboratorio Fauna Australis. Agradecimientos especiales a la Beca de Postgrado otorgada por la Comisión Nacional de Ciencia y Tecnología (CONICYT), la cual me permitió financiar el programa de estudios.

En mi primer lugar, quisiera agradecer a mi familia, especialmente a mis padres, por brindarme su apoyo humano incondicional y entender mi dedicación a un área profesional particularmente “atípica” y muchas veces “incomprendida” por quienes ven a un médico veterinario sólo como un “salvador de mascotas”.

Agradezco a Cristian Bonacic, profesor tutor de esta tesis, por su apoyo constante y estilo de trabajo, sin los cuales seguramente no habría podido desarrollarme como investigador de vida silvestre en terreno. Gracias por darme la oportunidad de conocer y trabajar en el bosque templado sudamericano, e invitarme a formar parte de Fauna Australis, que además de consolidarse como uno de los grupos de investigación más potentes de Chile, se caracteriza por su calidad profesional y humana superlativas. Gracias a Marcelo Miranda y Horacio Gilabert, por aceptar el desafío de ser co-tutores de este proyecto, y siempre aportar con su valioso conocimiento durante el desarrollo de este. Un agradecimiento especial a Jerry Laker, que además de ser co-tutor fue un gran colaborador en términos logísticos y de terreno.

A todos los integrantes de Fauna Australis, por apoyarme durante el arduo trabajo de terreno que desplegamos. Especialmente, mis más sinceros agradecimientos a Nicolás Gálvez, ya que sin su profesionalismo, vasta experiencia, notables ideas, confianza y apoyo humano, seguramente este trabajo no hubiese resultado como quisiéramos. Gracias por los momentos de “discusiones bizantinas” sobre la ocupación de la güiña, ya que estas son generadoras de gran parte de las ideas plasmadas en esta tesis.

A los profesionales de la Sede Villarrica de la Pontificia Universidad Católica de Chile, quienes estuvieron apoyándonos en múltiples actividades del proyecto. Gracias a los profesores y alumnos de las escuelas municipales rurales de la comuna de Pucón, quienes participaron en las actividades de educación ambiental de nuestra investigación. Agradecimientos para CONAF y SAG por las autorizaciones y permisos otorgados, así como a los propietarios privados que nos permitieron trabajar en sus predios.

A mis amigos más cercanos, tanto en Santiago como en Pucón, que de uno u otro modo me apoyaron durante este largo proceso. Muchas gracias.

A Marcela, que con su amor y compañía permanentes me ayudó a creer que todo esto era posible de lograr.

*A la fauna de nuestro bosque templado,  
una de las más hermosas y únicas en el mundo*

## INDICE

|                   |                      |    |
|-------------------|----------------------|----|
| Abstract          | 3                    |    |
| Introducción      | 4                    |    |
| Objetivos         | 5                    |    |
| Resumen           | 6                    |    |
| Literatura citada | 7                    |    |
| Capítulo 1        | Abstract             | 10 |
|                   | Introducción         | 11 |
|                   | Materiales y métodos | 14 |
|                   | Resultados           | 18 |
|                   | Discusión            | 20 |
|                   | Resumen              | 24 |
|                   | Literatura citada    | 25 |
|                   | Cuadros y figuras    | 30 |
| Capítulo 2        | Abstract             | 41 |
|                   | Introducción         | 42 |
|                   | Materiales y métodos | 45 |
|                   | Resultados           | 52 |
|                   | Discusión            | 53 |
|                   | Resumen              | 56 |
|                   | Literatura citada    | 57 |
|                   | Cuadros y figuras    | 64 |
| Capítulo 3        | Abstract             | 70 |
|                   | Introducción         | 71 |
|                   | Materiales y métodos | 74 |

|                   |    |
|-------------------|----|
| Resultados        | 76 |
| Discusión         | 79 |
| Conclusiones      | 85 |
| Resumen           | 86 |
| Literatura citada | 86 |
| Cuadros y figuras | 91 |
| Discusión final   | 93 |
| Literatura citada | 99 |

**ANTECEDENTES DE HISTORIA NATURAL, OCUPACION Y  
PERCEPCION SOCIAL DE *Leopardus guigna* EN UN AMBIENTE  
FRAGMENTADO DE BOSQUE TEMPLADO EN LA ZONA ANDINA DE  
LA ARAUCANIA, CHILE (39°15´S, 71°48´O)**

Felipe Hernández Muñoz

Facultad de Agronomía e Ingeniería Forestal, Pontificia Universidad Católica de  
Chile

**Abstract**

**Hernández, F. 2009. Natural history, occupancy and social perception of *Leopardus guigna* in a fragmented temperate rainforest landscape in the Andean zone of the Araucanía district, Chile (39°15´S, 71°48´O).** Thesis, *Magister* in Natural Resources, School of Agriculture and Forestry Sciences, Pontificia Universidad Católica de Chile. Santiago, Chile. 104 pp. This study describes research on the natural history, habitat occupancy, and social perception of the kodkod cat (*Leopardus guigna*) in the Araucanía district. The kodkod is one of the smallest felids in the world and, according to IUCN, the population is vulnerable with a declining population trend. Habitat loss and hunting by humans are the main conservation threats. The study area in the Araucanía region represents the northern limit of the South American Temperate Rainforest. Between January 2008 and March 2009, 27 camera trap sites (mean distance between sites=2 km) were deployed in the area, located in Continuous Forest (CF) (n=18 sites) and forest Fragments in an agricultural landscape matrix (F) (n=9). Survey effort totalled 6.402 trapping days, obtaining 47 *L. guigna* photo records. Felid activity patterns and their relation with lunar cycles were described, as well as the incidence of melanism. Occupancy (*psi*) and detection (*p*) probabilities were estimated in these two different habitats, exploring environmental covariate effects on the estimates of *p* and *psi* for this species. Knowledge and attitudes toward *L. guigna* by rural communities also were analyzed. The species displayed a marked nocturnal activity pattern (76% records), and more detections were recorded during new moon nights, suggesting a general preference to be active when there is little ambient light. Incidence of melanism was 23% (n=9), suggesting home range overlap by different individuals in 2 sites. During spring 2008/summer 2009, no differences were detected between CF and F *psi* values (CI 95%: -2.7552; 2.0124), suggesting the importance of forest fragments to *L. guigna* persistence in managed landscapes. A positive effect of

arboreal land cover (e.g. old/new growth forest and shrubland) on felid occupancy was proved (CI 95%: 0.0051; 0.107), which would have a high conservation value for the species, particularly in agricultural landscapes. Finally, strong negative perceptions toward *L. guigna* were detected, due to attacks on poultry.

**Key words:** *Leopardus guigna*, natural history, occupancy, social perception, Southamerican Temperate Rainforest, nocturnal activity, melanism, favorable land use, attacks on poultry

## Introducción

La familia Felidae, perteneciente al Orden Carnívora, incluye 37 especies de gatos silvestres que corresponden a un variado número de géneros distribuidos en todo el mundo. En la región Neotropical, que comprende Centro, Sudamérica y parte de México, se encuentran 10 de estas especies (Gomes de Oliveira, *et al.*, 2001).

Una de estas especies es la güiña (*Leopardus guigna*, Molina 1782), uno de los felinos más pequeños del mundo. Se distribuye en las zonas centro y sur de Chile, y una estrecha franja en la cordillera y precordillera argentina, entre 30° y 50°S, alcanzando los 1.900 m.s.n.m. (Redford y Eisenberg, 1992; Nowell y Jackson, 1996; Quintana, *et al.*, 2000). En Chile, sus poblaciones se encuentran en una situación de aislamiento y fragmentación, con disímiles proyecciones de viabilidad futura según su tamaño e interconexión con zonas mayores de hábitat (Simonetti y Mella, 1997; Acosta-Jamett, *et al.*, 2003).

*L. guigna* se caracteriza por poseer un pelaje pardo con un moteado negro que cubre casi la totalidad del cuerpo, dos líneas negras que cruzan su rostro desde la frente a la nariz, orejas pequeñas y redondas, líneas dorsales negras en el cuello y lomo, y una cola corta y frondosa rodeada por anillos negros (Redford y Eisenberg, 1992; Quintana, *et al.*, 2000). Un individuo adulto puede alcanzar 58 a 64 cm de longitud (cabeza-cuerpo) y un peso de 1.3 a 1.9 kg (Dunstone, *et al.*, 2002a). En Chile, los escasos estudios sobre la especie se han focalizado en aspectos de su ecología espacial (Dunstone, *et al.*, 2002a; Sanderson, *et al.*, 2002; Acosta-Jamett y Simonetti, 2004), conducta (Dunstone, *et al.*, 2002a; Sanderson, *et al.*, 2002) y dieta (Dunstone, *et al.*, 2002b; Correa y Roa, 2005).

*L. guigna* es un carnívoro especialista del bosque templado sudamericano (Dunstone, *et al.*, 2002a; Sanderson, *et al.*, 2002; Acosta-Jamett y Simonetti, 2004), uno de los 25 “hotspots” o ecorregiones de mayor endemismo y más amenazadas del planeta (Armesto, *et al.*, 1998; Arroyo, *et al.*, 2004). Este ecosistema ha sufrido un progresivo proceso de fragmentación y pérdida del hábitat, producto del incremento de actividades agropecuarias y forestales, lo cual ha impactado negativamente sobre su biodiversidad (Lara, *et al.*, 1996; Armesto, *et al.*, 1998). Además de la pérdida de hábitat (Acosta-Jamett, *et al.*, 2003; Acosta-Jamett y Simonetti, 2004), las históricas percepciones y actitudes negativas de las comunidades rurales hacia *L. guigna*, han puesto en serio riesgo la viabilidad de las poblaciones de este felino endémico (Zorondo-Rodríguez, 2005; Silva-Rodríguez, *et al.*, 2007; Gálvez y Hernández, 2009). Estos han sido los principales motivos que explican su delicado estado de conservación, siendo catalogado como En Peligro (Glade, 1993), y más recientemente como una especie Rara e Insuficientemente Conocida (CONAMA, 2008). En su distribución geográfica, es considerada como vulnerable con tendencia a la declinación de sus poblaciones (UICN, 2008).

Actualmente, existe un escaso conocimiento científico sobre la estructura y organización de los ensambles de macro-mamíferos del bosque templado del cono sur, particularmente con respecto a la ecología de carnívoros como *L. guigna*, que cumplen un rol clave dentro del engranaje ecosistémico (Noss, *et al.*, 1996; Crooks y Soulé, 1999; Simberloff, 1998). Por esto, es importante generar información relevante para responder múltiples interrogantes acerca de las características de la historia natural y respuestas ecológicas desplegadas por este felino en un ambiente fragmentado del bosque templado austral, situado en una región que carece de estudios previos sobre la especie, como La Araucanía. Como complemento al conocimiento de la dimensión biológica de *L. guigna*, destaca su integración con las percepciones sociales hacia la especie, las cuales constituyen una pieza esencial para el éxito de estrategias de conservación y manejo del felino en la región y Chile.

En este contexto, el presente estudio tiene los siguientes objetivos:

- Describir los patrones de actividad y rasgos fenotípicos de *L. guigna* en un ambiente fragmentado de bosque templado en la zona andina de La Araucanía, Chile (39°15'S, 71°48'O).

- Estimar la ocupación de *L. guigna* en un ambiente fragmentado de bosque templado en la zona andina de La Araucanía, Chile (39°15'S, 71°48'O).
- Describir las percepciones y actitudes hacia *L. guigna* de comunidades rurales de la zona andina de La Araucanía, Chile (39°15'S, 71°48'O).

El estudio se estructura en 3 capítulos y una discusión final. El primer capítulo realiza una descripción de aspectos de la historia natural de *L. guigna*, basados en registros obtenidos mediante la utilización de cámaras trampa, localizadas en áreas de bosque continuo y fragmentado de la zona andina de la Araucanía. En el marco de este mismo muestreo, el segundo capítulo entrega una estimación de la ocupación del felino en ambos tipos de bosque, y como dicha variable estado sería influenciada por ciertos factores medioambientales. El tercer capítulo consta de un análisis cualitativo de respuestas de niños y adultos de comunidades rurales de la zona, relacionadas con la percepción social que caracteriza a *L. guigna*. Finalmente, se realiza una discusión final que integra las ideas más relevantes de los capítulos anteriores.

## **Resumen**

Este estudio describe una investigación sobre la historia natural, ocupación y percepción social de la güiña (*Leopardus guigna*) en la región de La Araucanía. La güiña es uno de los felinos más pequeños del mundo y vulnerable con tendencia a la declinación poblacional, según UICN. La pérdida de hábitat y persecución humana constituyen las principales amenazas para su conservación. El área de estudio en la región de La Araucanía representa el límite norte del bosque templado sudamericano. Entre enero 2008 y marzo 2009, se estableció un diseño de monitoreo permanente de *L. guigna* con cámaras trampa, distribuidas en 27 sitios (distancia promedio entre sitios=2 km), en bosque continuo (BC) (n=18 sitios), y fragmentos de bosque en una matriz agrícola (F) (n=9). El esfuerzo de muestreo alcanzó 6.402 trampas-día, obteniéndose 47 registros de *L. guigna*. Se describieron el patrón de actividad del felino y su relación con el ciclo lunar, además de la incidencia de melanismo. Se estimaron las probabilidades de ocupación ( $psi$ ) y detección ( $p$ ) en estos dos diferentes hábitats, explorando los efectos de covariables medioambientales sobre los estimadores de  $psi$  y  $p$  para esta especie. Además, se analizaron las percepciones y actitudes hacia *L. guigna* por

comunidades rurales. La especie desplegó un marcado patrón de actividad nocturno (76% de registros), y la mayoría de las fotos ocurrieron en días de luna nueva, sugiriendo una preferencia general de actividad asociada a bajos niveles de luminosidad ambiental. La incidencia de melanismo fue de 23% (n=9), sugiriéndose sobreposición de ámbitos de hogar entre individuos distintos en 2 sitios. Durante primavera 2008/verano 2009, no se detectaron diferencias entre los valores de *psi* de BC y F (CI 95%: -2.7552; 2.0124), sugiriendo la importancia de los fragmentos de bosque para la persistencia de *L. guigna* en paisajes antropizados. Se demostró un efecto positivo de la cobertura de uso de suelo favorable (bosque primario/secundario y matorral) sobre la ocupación del felino (CI 95%: 0.0051; 0.107), la cual tendría un alto valor de conservación para la especie, particularmente en paisajes agrícolas. Finalmente, se detectaron marcadas percepciones negativas hacia *L. guigna* debido a ataques sobre aves de corral.

**Palabras clave:** *Leopardus guigna*, historia natural, ocupación, percepción social, bosque templado, melanismo, ataques sobre aves de corral

### Literatura citada

- Acosta-Jamett, G., J.A. Simonetti, R.O. Bustamante and N. Dunstone. 2003. Metapopulation approach to assess survival of *Oncifelis guigna* in fragmented forests of central Chile: a theoretical model. *Mastozoología Neotropical* (Argentina) 10: 217-229.
- Acosta-Jamett, G. and J.A. Simonetti. 2004. Habitat use by *Oncifelis guigna* and *Pseudalopex culpaeus* in a fragmented forest landscape in central Chile. *Biodiversity and Conservation* 13: 1135-1151.
- 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.
- Arroyo, M.T.K., P. Marquet, C. Marticorena, J.A. Simonetti, L. Cavieres, F. Squeo and R. Rozzi. 2004. Chilean winter rainfall-Valdivian forests. In: *Hotspots revisited: earths biologically richest and most endangered terrestrial ecoregions*. Edts. R.A. Mittermeier, M. Hoffmann, J. Pilgrim, T. Brooks, C.G. Mittermeier, J. Lamoreux y G.A.B. Da Fonseca. CEMEX, Mexico city, Mexico. p. 99-103.

- CONAMA. 2008. Listado de especies clasificadas en 1º, 2º y 3º proceso. Disponible en línea en: <http://www.conama.cl/clasificacionespecies/index2.htm> (Consultado el 20/05/2009).
- Correa, P. y A. Roa. 2005. Relaciones tróficas entre *Oncifelis guigna*, *Lycalopex culpaeus*, *Lycalopex griseus* y *Tyto alba* en un ambiente fragmentado de la zona central de Chile. Mastozoología Neotropical (Argentina) 12: 57-60.
- Crooks, K.R. and M.E. Soulé. 1999. Mesopredator release and avifaunal extinctions in a fragmented system. Nature 400: 563-566.
- Dunstone, N., L. Durbin, I. Wyllie, R. Freer, G. Acosta, M. Mazzolli and S. Rose. 2002a. Spatial organization, ranging behaviour and habitat use of the kodkod (*Oncifelis guigna*) in southern Chile. Journal of Zoology 257: 1-11.
- Dunstone, N., R. Freer, G. Acosta-Jamett, L. Durbin, I. Wyllie, M. Mazzolli y D. Scott. 2002b. Uso del hábitat, actividad y dieta de la guiña (*Oncifelis guigna*) en el Parque Nacional Laguna San Rafael, XI Región, Chile. Boletín del Museo Nacional de Historia Natural (Chile) 51: 147-158.
- Gálvez, N. and F. Hernández. 2009. Connecting biological and socio-cultural dimensions of conservation: a strategy to engender positive attitudes towards the kodkod cat, within rural communities in Southern Chile. Disponible en línea en: [http://www.catsg.org/catsgportal/project-o-month/20\\_potm/home/index\\_en.htm](http://www.catsg.org/catsgportal/project-o-month/20_potm/home/index_en.htm) (Consultado el 15/06/2009).
- Glade, A. 1993. Libro rojo de los vertebrados terrestres de Chile. Corporación Nacional Forestal, Santiago, Chile. 68 pp.
- Gomes de Oliveira, T., E. Eizirik, P.G. Crawshaw, C. Harumi Adania, M. da Silva Gomes, W. de Moraes, J.C. Ramos Silva, N. Moreira, R. Goncalves Morato, R.C.R. Paz and R. Nogueira de Moraes. 2001. Order Carnivora, Family Felidae (Cats). In: Biology, medicine and surgery of Southamerican wild animals. Edts. M.E. Fowler y Z.S. Cubas. Iowa State University Press. p. 291-316.
- Lara, A., C. Donoso y J.C. Aravena. 1996. La conservación del bosque nativo en Chile: problemas y desafíos. En: Ecología de los Bosques Nativos de Chile. Edts. J.J. Armesto, C. Villagrán y M.K. Arroyo. Editorial Universitaria, Santiago, Chile. p. 335-362.
- Noss, R.F., H.B. Quigley, M.G. Hornocker, T. Merrill and P.C. Paquet. 1996. Conservation biology and carnivore conservation in the Rocky Mountains. Conservation Biology 10(4): 949-963.

- Nowell, K. and P. Jackson. 1996. Wild cats: status survey and conservation action plan. International Union for Conservation of Nature and Natural Resources. Gland, Switzerland. 382 pp.
- Quintana, V., J. Yáñez y M. Valdebenito. 2000. Orden Carnívora. En: Mamíferos de Chile. Edts. A. Muñoz-Pedreros y J. Yáñez. Ediciones CEA, Valdivia, Chile. p. 155-187.
- Redford, K.H. and J.F. Eisenberg. 1992. Mammals of the Neotropics, the southern cone: Chile, Argentina, Uruguay, Paraguay. Volumen 2. University of Chicago Press, Chicago, Illinois. 460 pp.
- Sanderson, J., M.E. Sunquist and J.A. Iriarte. 2002. Natural history and landscape-use of guignas (*Oncifelis guigna*) on Isla Grande de Chiloé, Chile. Journal of Mammalogy 83: 608–613.
- Silva-Rodríguez, E.A., G.R. Ortega-Solís and J.E. Jiménez. 2007. Human attitudes toward wild felids in a human-dominated landscape of southern Chile. Cats News 46: 17-19.
- Simberloff, D. 1998. Flagships, umbrellas and keystones: is single-species management passé in the landscape era? Biological Conservation 83: 247-257.
- Simonetti, J.A. and J.E. Mella. 1997. Park size and the conservation of Chilean mammals. Revista Chilena de Historia Natural 70: 213-220.
- UICN. 2008. IUCN Red List of Threatened Species. Disponible en línea en: <http://www.iucnredlist.org> (Consultado el 15/05/2009).
- Zorondo-Rodríguez, F. 2005. Conservación de carnívoros en Chile central: el factor social. Tesis de Biólogo con mención en Medio Ambiente. Facultad de Ciencias, Universidad de Chile. Santiago, Chile.

## CAPITULO 1

### **PATRONES DE ACTIVIDAD Y RASGOS FENOTIPICOS DE *Leopardus guigna* EN UN AMBIENTE FRAGMENTADO DE BOSQUE TEMPLADO EN LA ZONA ANDINA DE LA ARAUCANIA, CHILE (39°15'S, 71°48'O)**

Felipe Hernández Muñoz  
Facultad de Agronomía e Ingeniería Forestal,  
Pontificia Universidad Católica de Chile

#### **Abstract**

**Hernández, F. 2009. Activity patterns and phenotypical traits of *Leopardus guigna* in a fragmented temperate rainforest landscape in the Andean zone of the Araucanía district, Chile (39°15'S, 71°48'O).** The kodkod cat (*Leopardus guigna*) is one of the smallest cats of the world and is endemic to the Southern Andes, where its IUCN conservation status is vulnerable with a declining population trend. There is a paucity of data about the natural history of *L. guigna*. Current knowledge of its ecology and behaviour in Chile is based on anecdotal reports and some preliminary studies. Camera trapping is a very useful non-invasive methodology to collect natural data of cryptic felids other than abundance or density. The study area in the Araucanía district represents the northern limit of the Southamerican Temperate Rainforest. Between January 2008 and March 2009, 27 camera trap sites were deployed in the area to describe *L. guigna* activity patterns and its relation with moon cycle, as well as incidence of melanism detected in Continuous Forest (CF) and forest Fragments (F). The survey recorded a total of 6.402 trapping days, obtaining 47 photographs of the felid. The marked nocturnal behaviour displayed by *L. guigna* (76% records), contrasts with published studies from other parts of Chile which indicate arrhythmic activity patterns. Higher activity levels tendency associated with the new moon phase (61% records), suggests a species general preference to be active when there is little ambient light. 23% of the recorded *L. guigna* were melanic (n=9), showing a 3:1 spotted:melanic ratio. Both spotted and melanic individuals of *L. guigna* were recorded during the same season at the same site (2 sites), suggesting home range overlap by different individuals. These results contribute to improve biological knowledge about this native wild cat.

**Key words:** *Leopardus guigna*, natural history, Southamerican Temperate Rainforest, activity patterns, melanism, nocturnal behaviour, new moon phase, home range overlap

## Introducción

La Güiña (*Leopardus guigna*, Molina 1782), es uno de los felinos silvestres con distribución más restringida en Chile, extendiéndose entre 30° y 50°S en las zonas centro y sur del país, además de una estrecha franja en la cordillera y precordillera argentina (Redford y Eisenberg, 1992; Nowell y Jackson, 1996; Quintana, *et al.*, 2000). Ha sido descrito como un depredador generalista, ya que consume una amplia variedad de presas, particularmente micromamíferos (Dunstone, *et al.*, 2002b; Correa y Roa, 2005). *L. guigna* es habitante del bosque templado sudamericano, uno de los 25 “hotspots” o ecorregiones de mayor endemismo y más amenazadas del planeta (Armesto, *et al.*, 1998; Dunstone, *et al.*, 2002a; Sanderson, *et al.*, 2002; Arroyo, *et al.*, 2004). Ha sido catalogada como Vulnerable con tendencia a la declinación de sus poblaciones (UICN, 2008), producto de la progresiva pérdida de hábitat y conflictos con las comunidades humanas (Acosta-Jamett, *et al.*, 2003; Acosta-Jamett y Simonetti, 2004; Zorondo-Rodríguez, 2005; Silva-Rodríguez, *et al.*, 2007; Gálvez y Hernández, 2009).

*L. guigna* se caracteriza por poseer un pelaje de moteado oscuro y cola anillada, rasgos similares a otros felinos chilenos, como *Leopardus colocolo*, *Leopardus geoffroyi* y *Leopardus jacobita* (Redford y Eisenberg, 1992; Quintana, *et al.*, 2000; Iriarte, 2008). Se distingue por ser el felino neotropical más pequeño, alcanzando dimensiones de 58 a 64 cm (cabeza-cuerpo) y un peso de 1.3 a 1.9 kg (Dunstone, *et al.*, 2002a).

Su delicado estado de conservación, junto al escaso conocimiento biológico existente sobre la especie, implica que sea prioritario realizar investigaciones sobre su ecología. Los primeros datos sobre la especie son sólo anecdóticos o producto de experiencias ocasionales (Housse, 1953; Greer, 1965; Cereceda, 1996), existiendo trabajos sistemáticos más recientes sobre sus atributos ecológicos y conductuales (Dunstone, *et al.*, 2002a; Dunstone, *et al.*, 2002b; Sanderson, *et al.*, 2002; Acosta-Jamett, *et al.*, 2003; Acosta-Jamett y Simonetti, 2004; Correa y Roa, 2005; Guerrero, *et al.*, 2006; Gálvez, *et al.*, 2008; Gálvez, *et al.*, 2009). Sus hábitos

crípticos, bajas densidades y marcada fragmentación poblacional, han transformado a *L. guigna* en una especie extremadamente difícil de estudiar (Dunstone, *et al.*, 2002a; Acosta-Jamett, *et al.*, 2003).

Algunos de los trabajos realizados han utilizado metodologías invasivas de estudio, como captura viva y radiotelemetría de la especie, con el objetivo de estimar patrones de ecología espacial y conductuales (Dunstone, *et al.*, 2002a; Sanderson, *et al.*, 2002). Este carnívoro requiere de un extenso ámbito de hogar (2.4–2.88 km<sup>2</sup>), y presenta hábitos solitarios y territoriales, aún cuando, en condiciones medioambientales particulares, distintos individuos podrían compartir la misma área (Dunstone, *et al.*, 2002a; Sanderson, *et al.*, 2002). Dichos caracteres serían acompañados por un patrón de actividad arrítmico, el cual varía desde importantes niveles de actividad nocturna hacia una tendencia a la crepuscularidad (Dunstone, *et al.*, 2002a; Sanderson, *et al.*, 2002).

Por otro lado, dentro de los rasgos de historia natural de *L. guigna*, se han descrito variaciones en el patrón de coloración a lo largo de su distribución. De esta manera, existen individuos melánicos, es decir, que poseen pelaje de pigmentación negra (Greer, 1965; Redford y Eisenberg, 1992; Dunstone, *et al.*, 2002a; Sanderson, *et al.*, 2002), sugiriéndose una tendencia al aumento de la incidencia de melanismo hacia localidades geográficas más australes (Miller y Rottmann, 1976; Cereceda, 1996; Sunquist y Sunquist, 2002). El melanismo es un polimorfismo que ha sido descrito para un total de 11 de las 37 especies de felinos existentes, caracterizándose por su alta frecuencia de presentación en algunas poblaciones. Estudios en otras especies han sido focalizados en la base genética y significancia adaptativa de los variantes melánicos, como en el caso de *Panthera onca* y *Puma yagouaroundi* (Eizirik, *et al.*, 2003), no existiendo investigaciones al respecto para *L. guigna*.

Una de las metodologías no invasivas más recientemente utilizadas en estudios de vida silvestre, lo constituye el uso de cámaras trampa, el cual ha demostrado sus potencialidades para la obtención de datos descriptivos sobre la historia natural de felinos crípticos y elusivos, los cuales son muy relevantes para la comprensión básica de la biología y ecología de estas especies, además de la implementación de futuros esfuerzos de monitoreo (Maffei, *et al.*, 2002; Trolle, 2003; Kawanishi y

Sunquist, 2004; Maffei, *et al.*, 2004; Maffei, *et al.*, 2005; Azlan y Sharma, 2006; Di Bitetti, *et al.*, 2006; Dillon y Kelly, 2007; Maffei, *et al.*, 2007).

Uno de los rasgos biológicos más comúnmente estudiados mediante esta técnica, lo constituyen los patrones de actividad, describiéndose importantes variaciones entre las especies. De este modo, existen especies diurnas, como *P. yagouaroundi* (Maffei, *et al.*, 2002; Maffei, *et al.*, 2007); diurnas y/o crepusculares, como *P. onca* (Maffei, *et al.*, 2002; Maffei, *et al.*, 2004), *Panthera tigris* (Kawanishi y Sunquist, 2004; Azlan y Sharma, 2006) y *Puma concolor* (Maffei, *et al.*, 2002); y nocturnas, como *Leopardus pardalis* (Maffei, *et al.*, 2002; Trolle, 2003; Maffei, *et al.*, 2005; Di Bitetti, *et al.*, 2006; Dillon y Kelly, 2007) y *Leopardus geoffroyi* (Cuéllar, *et al.*, 2006), entre otras. Basado en los patrones de actividad, se ha demostrado una sobreposición de ámbitos de hogar entre individuos conespecíficos (Trolle, 2003) y de distintas especies (Kawanishi y Sunquist, 2004; Azlan y Sharma, 2006). Adicionalmente, algunos trabajos han comparado los niveles de actividad expresados por *L. pardalis* durante las distintas fases del ciclo lunar, reportando grados de asociación diversos mediante cámaras trampa (Maffei, *et al.*, 2005; Di Bitetti, *et al.*, 2006).

Por otra parte, el análisis de variaciones en los patrones de coloración, ha resultado de gran utilidad para la identificación individual de felinos registrados por fotografía, facilitando así el desarrollo de múltiples estudios de densidad poblacional (Karanth y Nichols, 1998; Maffei, *et al.*, 2002; Trolle y Kéry, 2003; Wallace, *et al.*, 2003; Kawanishi y Sunquist, 2004; Maffei, *et al.*, 2004; Silver, *et al.*, 2004; Maffei, *et al.*, 2005; Cuéllar, *et al.*, 2006; Di Bitetti, *et al.*, 2006; Dillon y Kelly, 2007; Maffei y Noss, 2008). Secundariamente, algunos estudios han reportado la incidencia de melanismo en poblaciones de felinos neotropicales elusivos, como *P. onca* (Astete, 2008) y *P. yagouaroundi* (Maffei, *et al.*, 2007).

El presente estudio tiene como objetivo principal describir los patrones de actividad y rasgos fenotípicos de coloración de *L. guigna*, mediante un diseño de muestreo con cámaras trampa, en un ambiente fragmentado de bosque templado de la zona andina de La Araucanía, Chile (39°15'S, 71°48'O). La investigación constituye el primer esfuerzo de monitoreo sistemático con cámaras trampa dirigido al estudio de atributos de historia natural de este felino en Chile, siendo realizada en una región que carece de antecedentes previos sobre la especie. Secundariamente, se

pretende realizar una descripción preliminar de la disponibilidad de presas terrestres para el felino, mediante un muestreo piloto de micromamíferos en algunos de los sitios de estudio.

## **Materiales y métodos**

### **Area de estudio**

El presente estudio se realizó en la zona andina de la comuna de Pucón, región de La Araucanía, Chile, que representa el límite norte de la distribución del bosque templado sudamericano (39°15'S, 71°48'O) (Armesto, *et al.*, 1998). Esta zona se caracteriza por un clima templado cálido, con temperaturas medias de 12° C durante el año, y de 8° C y 15° C durante los meses más fríos y templados, respectivamente. Presenta una precipitación media anual de 2.000 mm concentrada en los meses invernales, con una estación relativamente seca, no superior a 4 meses en períodos estivales (Dirección Meteorológica de Chile, 2009).

Según Gajardo (1994), la vegetación de la zona de estudio corresponde a la región del Bosque Caducifolio, caracterizado por la presencia de especies arbóreas de hojas caducas grandes. En situaciones bajas, ocupando la depresión central y los relieves montañosos de poca altitud, se distribuye la Sub-región del Bosque Caducifolio del Llano, con formaciones como el Bosque Caducifolio del Sur, representada por especies como Laurel (*Laurelia sempervirens*), Roble (*Nothofagus obliqua*), Lingue (*Persea lingue*), Mañío de Hojas Largas (*Podocarpus saligna*) y Olivillo (*Aextoxicon punctatum*). Por otro lado, en las laderas intermedias y altas de la cordillera, se distribuye la Sub-región del Bosque Caducifolio Andino, con formaciones como el Bosque Caducifolio Mixto, representada por especies como Coigüe (*Nothofagus dombeyi*), Raulí (*Nothofagus alpina*), Tepa (*Laureliopsis philippiana*) y Mañío hembra (*Saxe-gothea conspicua*) (Gajardo, 1994).

La investigación estuvo focalizada en formaciones de bosque aledañas a áreas del Sistema Nacional de Áreas Silvestres Protegidas del Estado (SNASPE) (Parque Nacional Villarrica, Reserva Nacional Villarrica y Parque Nacional Huerquehue), las que se distribuyen en un gradiente altitudinal, desde zonas de altas cumbres colindantes con áreas silvestres hacia terrenos más bajos en la matriz

agropecuaria. Se establecieron 2 categorías de bosque: bosque continuo (BC) y fragmentos (F).

Los BC correspondieron a 6 réplicas de superficie >200 ha, de exposición sur, las que conectan con áreas del SNASPE o se encuentran insertas en medio de la matriz agropecuaria. Son áreas de propiedad privada, conformadas por bosques maduros sometidos a escasa intervención. Están constituidos por especies como *S. conspicua*, *L. philippiana* y representantes del género *Nothofagus* (ej: *Nothofagus dombeyi*) (Rojas, 2008). La selección de las réplicas fue realizada en base a una ortofoto mosaico ASTER del área de estudio (año 2000), utilizando el programa Arc View GIS 3.2 (ESRI Inc., Redlands, CA, U.S.A.). Se consideró una distancia mínima de 2 km entre réplicas, como medida de independencia, según el ámbito de hogar reportado para *L. guigna* (2.4–2.88 km<sup>2</sup>) por Dunstone *et al.* (2002a). Los parches de BC fueron seleccionados en función de su disponibilidad, tamaño y accesibilidad (Fig. 1).

Los fragmentos correspondieron a 9 remanentes de bosque de superficie <40 ha, que persisten en la matriz agropecuaria. Son terrenos de propiedad privada, constituidos por bosques secundarios altamente intervenidos por actividades ganaderas y extracción de madera (Rojas, 2008). Las especies más representativas son *N. obliqua*, *L. sempervirens*, *P. lingue* y *A. punctatum* (Rojas, 2008). La selección de los fragmentos fue realizada en base a un método no supervisado mediante el programa ENVI 4.2 (RSI Inc., CO, U.S.A.), el cual definió categorías de tipos de cobertura según valores de reflectancia, generando una imagen que fue importada a un SIG utilizando el programa Arc View GIS 3.2 (ESRI Inc., Redlands, CA, U.S.A.), siendo esta verificada con la ortofoto antes mencionada. Con la definición de zonas buffer alrededor de cada sitio, se consideró una distancia mínima de 2 km. entre fragmentos, como medida de independencia, según el mismo criterio mencionado anteriormente para la selección de los BC (Dunstone, *et al.*, 2002a) (a excepción de un par de fragmentos separados por un curso de agua principal (Río Trancura), el cual fue considerado como un factor de independencia). Los fragmentos fueron seleccionados en función de su disponibilidad, tamaño, estructura y accesibilidad (Fig. 1).

## **Metodología de detección de *L. guigna***

Durante el período de enero de 2008 a marzo de 2009, se establecieron 27 estaciones de muestreo permanente con cámaras trampa, dirigidas a la detección de *L. guigna*. Estas fueron distribuidas en los sitios seleccionados, con un total de 18 en BC (3 por bosque) y 9 en F (1 por fragmento). Para asegurar una independencia entre estaciones, las cámaras se ubicaron a una distancia promedio de 2 km, según el mismo criterio aplicado en la selección de ambos tipos de bosque (Dunstone, *et al.*, 2002a). Este diseño permite garantizar una probabilidad de captura >0 para los individuos que ocupan el área de estudio, existiendo al menos una cámara dentro de su rango de acción respectivo, y sin vacíos entre cámaras lo suficientemente extensos para no registrarlos (Sanderson, 2004; Silver, 2004). En función de la maximización de la probabilidad de detección de *L. guigna*, las cámaras fueron instaladas en sitios con abundante cobertura arbustiva y asociados a quebradas, fuentes de agua y/o probables pasadizos de tránsito, basado en los atributos ecológicos descritos para la especie (Sanderson, *et al.*, 2002; Acosta-Jamett y Simonetti, 2004).

Se utilizaron 12 cámaras Canon Sure Shot A1 waterproof (Canon Inc., Tokyo, Japan) y 15 Olympus Stylus 80 (Olympus Corp., Tokyo, Japan), con lente de 35 mm y flash automático, asociadas a 25 sistemas de sensores activos (Trailmaster TM 1550, Goodson and Associates, USA) y 2 pasivos (Trailmaster TM 550, Goodson and Associates, USA). Los primeros, constituidos por un emisor y un receptor, son activados por el movimiento de interrupción de un rayo infrarrojo, mientras que los segundos detectan diferencias de temperatura y movimiento frente a un equipo único (Swann, *et al.*, 2004). Las cámaras fueron programadas para registrar la fecha y hora de cada fotografía, en rollos de 28 exposiciones y 200 ISO, con un lapso de desfase de uno a dos minutos entre fotografías para disminuir la probabilidad de que un único individuo agotara la totalidad de la película. Las cámaras contaron con un sistema de ahorro de batería, permaneciendo inactivas mientras los sensores no registraron eventos. Los sistemas fueron programados para operar durante las 24 horas del día (una trampa-día=un período de 24 horas).

Los equipos activos fueron instalados en los costados de senderos o huellas, manteniendo emisor y detector alineados a una distancia de 2 a 5 m, con el rayo

infrarrojo a una altura de 0.1-0.2 m con respecto al piso. Los sensores pasivos fueron instalados a 0.5-0.7 m de altura. Las cámaras fueron instaladas a una altura de 1 m sobre el suelo, manteniendo una distancia de 0.5 a 1.5 m con respecto a la zona de detección. Cada cámara fue cubierta con un techo de madera o dispositivo metálico de protección contra la lluvia. Los equipos fueron fijados a árboles o estacas, utilizando sogas elasticadas y alambres (Fig. 2).

Para favorecer la detectabilidad de los animales, se utilizaron cebos olfativos (Hawbaker's WildCat Lure N° 1 & 2 S. Stanley Hawbaker and Sons, Fort London, PA, U.S.A.), los que fueron aplicados sobre una pastilla de yeso en el interior de un recipiente de plástico. Dicho recipiente se fijó sobre el equipo emisor (sistema activo) o un árbol en posición frontal al sensor (sistema pasivo), adosado a un techo metálico de protección contra la lluvia (Fig. 2).

Los equipos fueron chequeados cada 25 días aproximadamente, para su mantención (reemplazo de baterías y rollo fotográfico, limpieza de dispositivos). Los rollos fueron reemplazados cada vez que se gatillaron 18 o más fotografías, siendo inmediatamente rotulados con la fecha de revisión y nombre del sitio correspondiente. La información registrada en los chequeos permitió estimar el período de muestreo efectivo correspondiente a cada estación.

### **Datos de historia natural de *L. guigna***

El patrón de actividad de *L. guigna* fue construido en base a la frecuencia de capturas por hora en un período de 24 horas, considerando el total de fotografías obtenidas durante el estudio. El número de fotografías fue considerado como un indicador del nivel de actividad de *L. guigna* (Azlan y Sharma, 2006). Los registros conseguidos entre 20:00 y 7:59 hrs. correspondieron a actividad nocturna, mientras que los conseguidos entre 8:00 y 19:59 hrs. correspondieron a actividad diurna.

Se exploró la relación de la actividad de *L. guigna* con el ciclo lunar, comparando la actividad desplegada por la especie en las fases de luna nueva y luna llena. Para esto, se consideró la frecuencia diaria de capturas durante un período total de ciclo lunar (29 o 30 días). Por otra parte, se generó la frecuencia acumulada de capturas por hora, durante un período de 24 horas, correspondiente a luna nueva y luna llena, para comparar los patrones de actividad obtenidos en ambas fases lunares.

En las descripciones realizadas, los registros asociados a cada una de las fases lunares fueron los obtenidos en los días previos, durante o posteriores a la fase respectiva, sin considerar los estados lunares intermedios (creciente/menguante).

Se cuantificó la proporción de fotografías pertenecientes a animales moteados y melánicos. Para esta descripción, se consideraron como independientes aquellos registros que fueron obtenidos en sitios distintos, o que, perteneciendo al mismo sitio, fueron capturados con una diferencia superior a 24 horas (Sanderson, 2004). Este filtro fue adoptado ya que el diseño de monitoreo implementado, con sólo una cámara por estación, no permitió realizar identificaciones a nivel individual, pudiendo sólo discriminar entre individuos del mismo sitio cuando estos presentaron un patrón de coloración distinto.

Finalmente, para evaluar la disponibilidad de presas para *L. guigna*, entre diciembre 2008 y marzo 2009 se realizaron campañas de captura de 3 días consecutivos sólo en los 9 fragmentos seleccionados, siendo los sitios en BC excluidos por motivos de carácter logístico. Para esto, se utilizaron 40 trampas Sherman en grillas de 10x4, con una distancia de 10 m. entre trampas, y situadas alrededor de la cámara trampa correspondiente a cada fragmento (esfuerzo muestreo por sitio=120 trampas-día). La abundancia relativa de micromamíferos fue expresada como índice de éxito de captura (Torres-Mura, 1994):

$$I = \frac{Nic}{Ntd} \times 100$$

Donde *I* es el índice, *Nic* es el número de individuos capturados y *Ntd* es el número de trampas día.

## Resultados

El esfuerzo de muestreo total fue de 6.402 trampas-día (t-d), correspondiendo 4.716 t-d a BC y 1.686 t-d a F. Se obtuvo un total de 47 registros fotográficos de *L. guigna*, correspondientes a 15 estaciones de muestreo (56% del total). De estas, 9 son de BC (50% del total en BC) y 6 de F (67% del total en F). Del total de registros, 25 (53%) corresponden a BC y 22 (47%) a F (Cuadro 1). Estos fueron obtenidos en las distintas estaciones del año, distribuyéndose de manera homogénea durante

verano, otoño e invierno 2008 (11, 10 y 13 registros, respectivamente), y mostrando una disminución moderada hacia primavera 2008 y verano 2009 (6 y 7 registros, respectivamente). Se presenta un resumen de las estaciones con presencia de *L. guigna*, además de la detección de otros carnívoros silvestres simpátricos, donde este felino coincidió en 33% de los sitios con *Puma concolor* y 47% de los sitios con *Lycalopex culpaeus* (Cuadro 2).

Las frecuencias de captura de *L. guigna* se distribuyeron heterogéneamente durante el día, mostrando un aumento durante el atardecer, para alcanzar una marcada concentración de actividad durante las horas noche (76% de capturas). Se distinguieron dos picos de actividad marcada a las 23:00 y 3:00 hrs. Las capturas disminuyeron en frecuencia hacia el amanecer (Fig. 3).

Se verificó una concentración de las capturas de *L. guigna* en los días asociados a luna nueva (61% de registros), con una tendencia al aumento durante los días posteriores a esta fase lunar (Fig. 4). Al comparar los patrones de actividad por fase lunar, durante luna llena, *L. guigna* presentó un pico de actividad antes de medianoche (23:00), con más del 50% de las capturas concentradas en la primera mitad de la noche. En el caso de la actividad en luna nueva, esta presentó un pico en la segunda mitad de la noche (3:00) (Fig. 5).

De un total de 39 fotografías independientes, 30 (77%) confirmaron la presencia de animales moteados, mientras que 9 (23%) correspondieron a gatos melánicos (relación 3:1) (Fig. 6). En dos puntos de cámara trampa (13% de sitios), ubicados en BC y F, y durante la misma estación del año, se confirmó la presencia de individuos de ambos fenotipos de *L. guigna* (Fig. 7).

El esfuerzo de muestreo total de micromamíferos fue de 1.080 t-d, lográndose la captura de 86 individuos pertenecientes a las especies de roedores nativos *Abrothrix longipilis* (n=41) y *Oligoryzomys longicaudatus* (n=10), y a la especie exótica *Rattus rattus* (n=35). Se presentan los índices de éxito de captura por especie (Cuadro 3).

## Discusión

El patrón de actividad nocturno descrito para *L. guigna* en el presente estudio, contrasta con los resultados de radiotelemetría obtenidos por Dunstone *et al.* (2002), quienes reportaron patrones de actividad predominantemente arrítmicos, con una tendencia a mayores niveles durante el atardecer. Sanderson *et al.* (2002) describieron perfiles conductuales con predominio de actividad durante horas noche, con una leve tendencia a un patrón bimodal crepuscular. Por otra parte, la conducta nocturna de este felino, coincide con los resultados de radiotelemetría y cámaras trampa realizados en otros felinos neotropicales de pequeño tamaño, como *L. pardalis* y *L. geoffroyi* (Emmons, 1987; Johnson y Franklin, 1991; Maffei, *et al.*, 2005; Cuéllar, *et al.*, 2006; Di Bitetti, *et al.*, 2006).

En general, los patrones de actividad desplegados por los felinos, se encuentran en cercana sincronía con el movimiento de sus presas (Schaller y Crawshaw, 1980; Emmons, 1987; Kawanishi y Sunquist, 2004; Maffei, *et al.*, 2004; Azlan y Sharma, 2006). En referencia a *L. guigna*, Sanderson *et al.* (2002) especularon que la especie presentaría una sincronización de su actividad con respecto a sus presas potenciales, con aumentos de la actividad durante el amanecer y crepúsculo asociados a los hábitos de aves y micromamíferos, respectivamente, especies que presentan la mayor ocurrencia en la dieta de este felino (Dunstone, *et al.*, 2002b; Correa y Roa, 2005). En esta misma línea, el patrón nocturno de *L. guigna*, descrito en el presente estudio, concuerda con los hábitos desplegados por la mayoría de las especies de roedores del bosque templado (*Abrothrix olivaceus*, *Abrothrix longipilis*, *Oligoryzomys longicaudatus*) (Murúa, *et al.*, 1978; Iriarte, *et al.*, 1989). Esto resulta consistente con los estudios dietarios publicados, los cuales señalan a estas especies como unas de las más consumidas por el felino (Dunstone, *et al.*, 2002b; Correa y Roa, 2005). Sin embargo, para apoyar esta hipótesis resulta necesario contar con nuevos estudios al respecto, además de explorar nuevas interrogantes referidas a la influencia de otros factores sobre el patrón de actividad de *L. guigna*, tales como las fluctuaciones climáticas estacionales, las que tienen un efecto sobre la disponibilidad espacial y temporal de presas (Meserve, 1981).

La tendencia de una mayor frecuencia de capturas asociada a la fase de luna nueva, sugiere una preferencia general por parte de la especie a estar activa durante períodos de menor intensidad lumínica. Esta asociación ha sido

previamente estudiada en *L. pardalis*, el cual desplegó mayores niveles de actividad durante la semana previa y durante la fase de luna nueva (Di Bitetti, *et al.*, 2006). Como explicación a este fenómeno, se ha propuesto que este felino evitaría las áreas abiertas durante períodos con mayor intensidad lumínica (ej: luna llena), ya que en caso contrario, llegaría a ser muy conspicuo, disminuyendo el éxito de captura de presas o siendo más vulnerable a felinos grandes que depredan sobre este (Emmons, *et al.*, 1989). Con respecto a las presas, se demostró que una especie de roedor del género *Proechimys*, uno de los más consumidos por *L. pardalis*, presenta una mayor actividad durante noches de luna nueva, aumentando su vulnerabilidad a ser capturado (Emmons, *et al.*, 1989). No obstante, no existe información con respecto a la relación de los patrones de actividad de las especies presa de *L. guigna* con el ciclo lunar, la cual permitiría contar con fundamentos más sólidos que expliquen los patrones de asociación descritos por el presente estudio. Por otra parte, los mayores niveles de actividad alcanzados por *L. guigna* en la primera mitad de la noche, durante períodos de luna llena, coinciden con los menores niveles de intensidad lumínica se caracterizarían a las primeras horas nocturnas. Esto sugiere una influencia de las variaciones en la intensidad de luz ambiental sobre la conducta del felino.

La incidencia de melanismo confirmada por fotografía, contrasta con los resultados de estudios anteriores realizados en el sur de Chile, basados en capturas vivas de ejemplares de *L. guigna*. Mientras Dunstone *et al.* (2002a) reportaron incidencias de melanismo de 91 y 40% en los Parques Nacionales Queulat y Laguna San Rafael, respectivamente, Sanderson *et al.* (2002) describieron sólo un 14% de melanismo en individuos de la Isla Grande de Chiloé. La gran variabilidad geográfica de este polimorfismo, plantea interrogantes con respecto a la significancia adaptativa para *L. guigna*, y como su expresión podría afectarse por las condiciones medioambientales. En términos generales, se ha sugerido que los patrones de coloración característicos de felinos especialistas de bosque, cumplirían una función primaria de mimetismo con el entorno, constituyendo una ventaja para actividades de cacería (Sunquist y Sunquist, 2002). En particular, no existe conocimiento sobre las bases moleculares del melanismo en *L. guigna*, a diferencia de los estudios realizados en otros felinos silvestres, como *P. onca* y *P. yagouaroundi*. Este rasgo sería de carácter dominante para dichas especies, lo cual explicaría su alta incidencia poblacional (Eizirik, *et al.*, 2003). Apoyando esta

aseveración, un estudio realizado mediante cámaras trampa en *P. yagouaroundi* reportó una incidencia de melanismo superior a 66% (Maffei, *et al.*, 2007).

Debido a la distinción entre animales por patrón de coloración, fue posible detectar casos de coexistencia de individuos distintos. Tales hallazgos sugieren un grado de sobreposición de ámbitos de hogar entre individuos, lo cual concuerda con conductas desplegadas por ejemplares de *L. guigna* rastreados por Dunstone *et al.*, (2002a) en zonas boscosas australes. Se ha postulado que dicha carencia de territorialidad estaría explicada por una abundancia de recursos o un excesivo agrupamiento de estos, generando mayores beneficios el compartimiento de un territorio (Rabinowitz y Nottingham, 1986). Además, la variación espacio-temporal de la disponibilidad de recursos, propia de un ambiente boscoso, generaría sobreposición de ámbitos de hogar en carnívoros solitarios como *L. guigna* (Dunstone, *et al.*, 2002a). Por otro lado, se ha reportado que los machos visitan rangos de hogar de hembras cercanas, probablemente con fines reproductivos (Sanderson, *et al.*, 2002), constituyendo otra explicación para el traslape de territorios en el presente estudio. No obstante, las ideas expresadas no resultan concluyentes, debido a que el diseño de campo no estuvo dirigido a la descripción de tamaños de ámbito de hogar o patrones de movimiento de individuos, variables que habrían requerido una mayor cantidad de cámaras trampa y relocalización periódica de estas para su estimación (Di Bitetti, *et al.*, 2006), o de la reutilización de técnicas de radiotelemedría (Dunstone, *et al.*, 2002a; Sanderson, *et al.*, 2002).

La simpatria de *L. guigna* con otros carnívoros, coincide con lo reportado por otros estudios con cámaras trampas, los cuales han demostrado el uso de áreas y caminos comunes por parte de distintas especies. Según estudios realizados en el sudeste asiático, *P. tigris* y *Pantera pardus* presentarían una considerable sobreposición de uso de hábitat (Kawanishi y Sunquist, 2004; Azlan y Sharma, 2006). Los traslapes entre especies también han sido documentados en múltiples estudios de felinos neotropicales (Maffei, *et al.*, 2002; Maffei, *et al.*, 2004; Maffei, *et al.*, 2005; Maffei, *et al.*, 2007), reportándose una sincronía de los patrones de actividad entre grandes especies (Maffei, *et al.*, 2002). Por otra parte, se ha postulado que felinos de menor tamaño adoptarían distintos patrones de actividad en relación a felinos mayores u otros mamíferos, producto de selecciones de presa diferentes, disminuyendo así la competencia intraespecífica por los recursos (Seidensticker, 1976). Como ejemplo, es posible mencionar el patrón nocturno de *L.*

*pardalis*, el cual contrasta con los altos niveles de actividad diurna desplegados por otros felinos, como *P. onca*, *P. concolor* y *P. yagouaroundi* (Maffei, et al., 2002).

En el presente estudio, *P. concolor* sólo fue registrado en sitios con presencia de *L. guigna*. Sin embargo, su bajo número de detecciones (n=7) resultó insuficiente para generar un patrón de actividad comparable. Reportes previos realizados en otras zonas boscosas de Chile, evidencian una selección diferencial de presas por parte de ambos felinos, estando la dieta de *P. concolor* constituida principalmente por lagomorfos (*Lepus europaeus*) y ungulados (*Pudu pudu*) (Rau, et al., 1992; Rau y Jiménez, 2002), contrastando con la preferencia por micromamíferos de *L. guigna* (Dunstone, et al., 2002a; Correa y Roa, 2005). En forma similar, la coexistencia de *L. guigna* con *Lycalopex culpaeus* también respondería a que seleccionan recursos distintos, a pesar de consumir especies del mismo orden (Correa y Roa, 2005). Aún cuando estos argumentos sirven para explicar los traslapes descritos, se requiere de estudios adicionales sobre la ecología trófica de estos depredadores en el área de estudio, así como de sus patrones de actividad y los de sus presas primarias.

Finalmente, los resultados de capturas de roedores, constituyen datos preliminares de oferta ambiental de presas para *L. guigna* en sitios de bosque fragmentado en el área de estudio. Las dos especies nativas capturadas, *A. longipilis* y *O. longicaudatus*, forman parte de la dieta de este carnívoro, con 4.3% y 1.4% de ocurrencia, respectivamente, según estudios en la XI región (Dunstone, et al., 2002b). Estos valores se duplican al considerar reportes obtenidos en ambientes fragmentados de la VII región (Correa y Roa, 2005). Con respecto a la especie *R. rattus*, que presentó un nivel de abundancia relativa similar a *A. longipilis*, no existe claridad respecto a su participación en la dieta de *L. guigna*, existiendo sólo un estudio observacional que da cuenta del posible consumo del roedor por el felino (Greer, 1965). Siguiendo esta línea, es necesario contar con nuevas aproximaciones de la disponibilidad de presas, tanto terrestres como aéreas, las que asociadas a mayores esfuerzos de muestreo en diversos tipos de hábitat y durante el resto de las estaciones del año, permitan contar con datos que expliquen las fluctuaciones en la presencia de este felino en ambientes fragmentados del bosque templado.

Los resultados descritos en el presente capítulo constituyen un aporte original al conocimiento de la biología y conducta de *L. guigna*, felino vulnerable y endémico

de los bosques templados sudamericanos. La metodología de cámaras trampa ha demostrado ser una alternativa viable para el monitoreo de un mamífero críptico y elusivo como este, susceptible de ser utilizada en otras especies de similares características ecológicas. Evidentemente, el estudio plantea nuevas y múltiples interrogantes sobre la historia natural de *L. guigna*, cuya resolución futura fortalecería aún más la comprensión de la especie, resultando clave para el lineamiento de futuros planes de conservación en el país.

## Resumen

La güiña (*Leopardus guigna*) es uno de los gatos más pequeños del mundo y es endémico de Los Andes, donde su estado de conservación es vulnerable con tendencia a la declinación poblacional, según UICN. Existe una escasez de datos sobre la historia natural de *L. guigna*. El conocimiento actual de su ecología y conducta en Chile se basa en reportes anecdóticos y algunos estudios preliminares. El uso de cámaras trampa constituye una metodología no invasiva muy útil para recolectar datos naturales de felinos crípticos, aparte de abundancia y densidad. El área de estudio en la región de La Araucanía representa el límite norte del bosque templado sudamericano. Entre enero 2008 y marzo 2009, se instalaron cámaras trampa en 27 sitios del área para describir los patrones de actividad de *L. guigna*, y su relación con el ciclo lunar, además de la incidencia de melanismo detectada en bosque continuo (BC) y fragmentos (F). El estudio registró un total de 6.402 trampas-día, obteniendo 47 fotografías del felino. La marcada conducta nocturna desplegada por *L. guigna* (76% de registros), contrasta con estudios publicados de otras partes de Chile, los cuales indican patrones de actividad arrítmicos. La tendencia de mayores niveles de actividad asociados con la fase de luna nueva (61% de registros), sugiere una preferencia general de la especie por estar activa cuando existen bajos niveles de luminosidad ambiental. Un 23% de *L. guigna* registradas fueron melánicas (n=9), mostrando una relación moteado:melánico de 3:1. Individuos moteados y melánicos de *L. guigna* fueron registrados durante la misma estación del año y en el mismo sitio (2 sitios), sugiriendo sobreposición de ámbitos de hogar entre individuos distintos. Los resultados contribuyen a mejorar el conocimiento biológico sobre este gato silvestre nativo.

**Palabras clave:** *Leopardus guigna*, historia natural, bosque templado sudamericano, patrones de actividad, melanismo, conducta nocturna, fase de luna nueva, sobreposición de ámbitos de hogar

### **Literatura citada**

- Acosta-Jamett, G., J.A. Simonetti, R.O. Bustamante and N. Dunstone. 2003. Metapopulation approach to assess survival of *Oncifelis guigna* in fragmented forests of central Chile: a theoretical model. *Mastozoología Neotropical (Argentina)* 10: 217-229.
- Acosta-Jamett, G. and J.A. Simonetti. 2004. Habitat use by *Oncifelis guigna* and *Pseudalopex culpaeus* in a fragmented forest landscape in central Chile. *Biodiversity and Conservation* 13: 1135-1151.
- 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.
- Arroyo, M.T.K., P. Marquet, C. Marticorena, J.A. Simonetti, L. Cavieres, F. Squeo and R. Rozzi. 2004. Chilean winter rainfall-Valdivian forests. In: *Hotspots revisited: earths biologically richest and most endangered terrestrial ecoregions*. Edts. R.A. Mittermeier, M. Hoffmann, J. Pilgrim, T. Brooks, C.G. Mittermeier, J. Lamoreux y G.A.B. Da Fonseca. CEMEX, Mexico city, Mexico. p. 99-103.
- Astete, S.E. 2008. Ecología da onca-pintada nos parques nacionais Serra da Capivara e Serra das Confusoes, Piauí. Tesis de Magíster en Biología Animal. Instituto de Ciencias Biológicas, Universidad de Brasilia, Brasilia, Brasil.
- Azlan, M.J. and D.S.K. Sharma. 2006. The diversity and activity patterns of wild felids in a secondary forest in Peninsular Malaysia. *Oryx* 40: 36-41.
- Cereceda, H.C. 1996. Mamíferos Terrestres de Chile. Marisa Cuneo Ediciones, Valdivia, Chile. 248 pp.
- Correa, P. y A. Roa. 2005. Relaciones tróficas entre *Oncifelis guigna*, *Lycalopex culpaeus*, *Lycalopex griseus* y *Tyto alba* en un ambiente fragmentado de la zona central de Chile. *Mastozoología Neotropical (Argentina)* 12: 57-60.
- Cuéllar, E., L. Maffei, R. Arispe and A. Noss. 2006. Geoffroy's cats at the northern limit of their range: activity patterns and density estimates from camera trapping in Bolivian dry forests. *Studies on Neotropical Fauna and Environment* 41(3): 169-177.

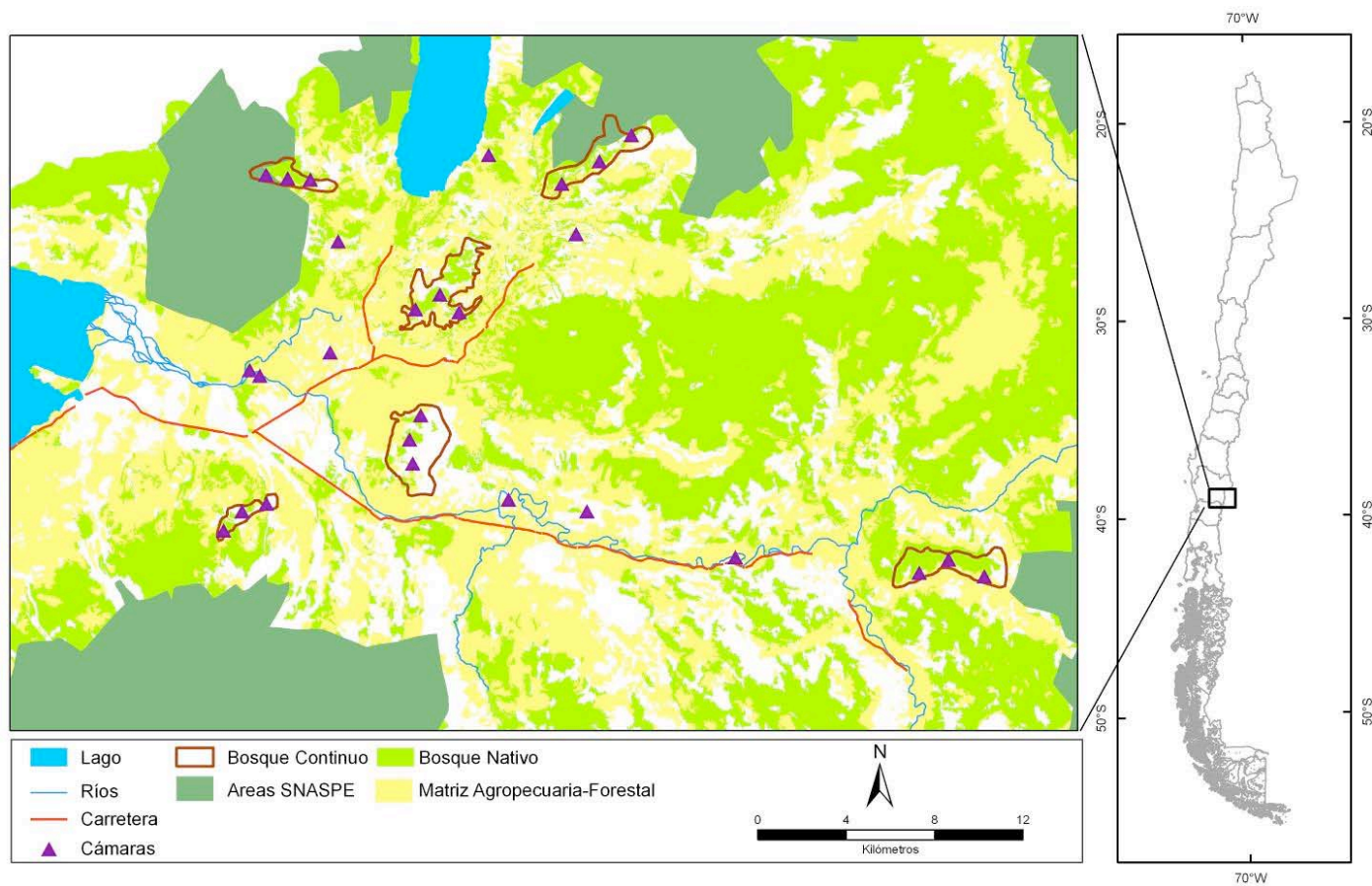
- DGAC (Dirección General de Aeronáutica Civil). Climas de Chile, sitio web "Dirección Meteorológica de Chile". Disponible en línea en: <http://www.meteochile.cl/climas/climas.html> (Consultado el 1/06/2009).
- Di Bitetti, M.S., A. Paviolo and C. De Angelo. 2006. Density, habitat use and activity patterns of ocelots (*Leopardus pardalis*) in the Atlantic Forest of Misiones, Argentina. *Journal of Zoology* 270: 153-163.
- Dillon, A. and M.J. Kelly. 2007. Ocelot *Leopardus pardalis* in Belize: the impact of trap spacing and distance moved on density estimates. *Oryx* 41(4): 469-477.
- Dunstone, N., L. Durbin, I. Wyllie, R. Freer, G. Acosta, M. Mazzolli and S. Rose. 2002a. Spatial organization, ranging behaviour and habitat use of the kodkod (*Oncifelis guigna*) in southern Chile. *Journal of Zoology* 257: 1-11.
- Dunstone, N., R. Freer, G. Acosta-Jamett, L. Durbin, I. Wyllie, M. Mazzolli y D. Scott. 2002b. Uso del hábitat, actividad y dieta de la guiña (*Oncifelis guigna*) en el Parque Nacional Laguna San Rafael, XI Región, Chile. *Boletín del Museo Nacional de Historia Natural (Chile)* 51: 147-158.
- Eizirik, E., N. Yuhki, W.E. Johnson, M. Menotti-Raymond, S.S. Hannah and S.J. O'Brien. 2003. Molecular Genetics and Evolution of Melanism in the Cat Family. *Current Biology* 13: 448-453.
- Emmons, L.H. 1987. Comparative feeding ecology of felids in a neotropical rainforest. *Behavioural Ecology and Sociobiology* 20: 271-283.
- Emmons, L.H., P. Sherman, D. Bolster, A. Goldizen and J. Terborgh. 1989. Ocelot behavior in moonlight. In: *Advances in Neotropical Mammalogy*. Edts. K.H. Redford y J.F. Eisenberg. Sandhill Crane Press, Gainesville, Florida, U.S.A. p. 233-242.
- Gajardo, R. 1994. La vegetación natural de Chile: clasificación y distribución geográfica. Editorial Universitaria, Santiago, Chile. 165 pp.
- Gálvez, N., F. Hernández, V. Coldwell, J. Laker y C. Bonacic. 2008. Ocupación y patrones de actividad de *Leopardus guigna* en la precordillera de la Araucanía mediante cámaras trampa. XV Reunión Anual de la Sociedad de Ecología de Chile. Pucón, Chile (Abstract). p. 93.
- Gálvez, N. and F. Hernández. 2009. Connecting biological and socio-cultural dimensions of conservation: a strategy to engender positive attitudes towards the kodkod cat, within rural communities in Southern Chile. Disponible en línea en: [http://www.catsg.org/catsgportal/project-month/20\\_potm/home/index\\_en.htm](http://www.catsg.org/catsgportal/project-month/20_potm/home/index_en.htm) (Consultado el 15/06/2009).

- Gálvez, N., F. Hernández, R. Petitpas, J. Laker, H. Gilabert, M. Miranda, A. Gimona, A. Hester, D.W. Macdonald and C. Bonacic. 2009. Estimating occupancy of *Leopardus guigna* from camera trap data in the Araucanía of Southern Chile. Xth International Mammalogical Congress. Mendoza, Argentina (Abstract). p. 133.
- Greer, J.K. 1965. Mamíferos de la provincia de Malleco. Publicación del Museo Dillman S. Bullock. Angol, Chile. 114 pp.
- Guerrero, C., L. Espinoza, H.M. Niemeyer and J.A. Simonetti. 2006. Using fecal profiles of bile acids to assess habitat use by threatened carnivores in the Maulino forest of central Chile. *Revista Chilena de Historia Natural* 79: 89-95.
- Housse, P.R. 1953. Animales salvajes de Chile en su clasificación moderna. Ediciones de la Universidad de Chile. Santiago, Chile. 189 pp.
- Iriarte, J.A., L.C. Contreras and F.M. Jaksic. 1989. A long-term study of a small-mammal assemblage in the central Chilean matorral. *Journal of Mammalogy* 70(1): 79-87.
- Iriarte, A. 2008. Mamíferos de Chile. Lynx Edicions. Barcelona, España. 420 pp.
- Karanth, K.U. and J.D. Nichols. 1998. Estimation of tiger densities in India using photographic captures and recaptures. *Ecology* 79(8): 2852-2862.
- Kawanishi, K. and M.E. Sunquist. 2004. Conservation status of tigers in a primary rainforest of Peninsular Malaysia. *Biological Conservation* 120: 329-344.
- Maffei, L., E. Cuéllar y A. Noss. 2002. Uso de trampas-cámara para la evaluación de mamíferos en el ecotono chaco-chiquitanía. *Revista Boliviana de Ecología* 11:55-65.
- Maffei, L., E. Cuéllar and A. Noss. 2004. One thousand jaguars in Bolivia's Chaco? Camera trapping in the Kaa-lya National Park. *Journal of Zoology* 262: 295-304.
- Maffei, L., A.J. Noss, E. Cuéllar and D.I. Rumiz. 2005. Ocelot (*Felis pardalis*) population densities, activity, and ranging behaviour in the dry forests of eastern Bolivia: Data from camera trapping. *Journal of Tropical Ecology* 21: 349-353.
- Maffei, L., A. Noss and C. Fiorello. 2007. The jaguarundi (*Puma yagouaroundi*) in the Kaa-lya del Gran Chaco National Park, Santa Cruz, Bolivia. *Mastozoología Neotropical (Argentina)* 14(2): 263-266.
- Maffei, L. and A.J. Noss. 2008. How small is too small? Camera trap survey areas and density estimates for Ocelots in the Bolivian Chaco. *Biotropica* 40(1): 71-75.

- Meserve, P.L. 1981. Trophic relationships among small mammals in a Chilean semiarid thorn scrub community. *Journal of Mammalogy* 62: 304-314.
- Miller, S.D. y J. Rottman. 1976. Guía para el reconocimiento de los mamíferos chilenos. Expedición a Chile. Editorial Gabriela Mistral, Santiago, Chile. 200 pp.
- Murúa, R., L.A. González y O. Lopetegui. 1978. Distribución de tres especies de roedores silvestres en relación a su hábitat. *Archivos de Biología y Medicina Experimentales*, Santiago, Chile 11: 200.
- Nowell, K. and P. Jackson. 1996. Wild cats: status survey and conservation action plan. International Union for Conservation of Nature and Natural Resources. Gland, Switzerland. 382 pp.
- Quintana, V., J. Yáñez y M. Valdebenito. 2000. Orden Carnívora. En: Mamíferos de Chile. Edts. A. Muñoz-Pedreros y J. Yáñez. Ediciones CEA, Valdivia, Chile. p. 155-187.
- Rabinowitz, A.R. and B.G. Nottingham. 1986. Ecology and behaviour of the jaguar, *Panthera onca*, in Belize, Central America. *Journal of Zoology* 210: 149-159.
- Rau, J.R., D.R. Martínez, M.L. Wolfe, A. Muñoz-Pedreros, J.A. Alea, M.S. Tillería y C.S. Reyes. 1992. Predación de pumas (*Felis concolor*) sobre pudúes (*Pudu puda*): rol de las liebres (*Lepus europaeus*) como presas alternativas. *Actas II Congreso Internacional sobre Gestión de Recursos Naturales (Valdivia, Chile)* 2: 311-331.
- Rau, J.R. and J.E. Jiménez. 2002. Diet of Puma (*Puma concolor*, Carnivora: Felidae) in Coastal and Andean Ranges of Southern Chile. *Studies on Neotropical Fauna and Environment* 37: 1-5.
- Redford, K.H. and J.F. Eisenberg. 1992. Mammals of the Neotropics, the southern cone: Chile, Argentina, Uruguay, Paraguay. Volumen 2. University of Chicago Press, Chicago, Illinois. 460 pp.
- Rojas, I. 2008. Patrón de variación de la riqueza de especies invasoras en un gradiente de tamaño, degradación y altitud de fragmentos remanentes del bosque precordillerano de la IX región de la Araucanía, Chile. Tesis de Ingeniero Forestal. Facultad de Agronomía e Ingeniería Forestal, Pontificia Universidad Católica de Chile. Santiago, Chile.
- Sanderson, J., M.E. Sunquist and J.A. Iriarte. 2002. Natural history and landscape-use of guignas (*Oncifelis guigna*) on Isla Grande de Chiloé, Chile. *Journal of Mammalogy* 83: 608–613.

- Sanderson, J.G. 2004. Camera Phototrapping Monitoring Protocol. TEAM Initiative, Center for Applied Biodiversity Science at Conservation International, Washington D.C., U.S.A. 18 pp.
- Schaller, G.B. and P.G. Crawshaw. 1980. Movement patterns of jaguar. *Biotropica* 12: 161-168.
- Seidensticker, J. 1976. On the ecological separation between tigers and leopards. *Biotropica* 8: 225-234.
- Silva-Rodríguez, E.A., G.R. Ortega-Solís and J.E. Jiménez. 2007. Human attitudes toward wild felids in a human-dominated landscape of southern Chile. *Cats News* 46: 17-19.
- Silver, S. 2004. Estimando la abundancia de jaguares mediante trampas-cámara. Wildlife Conservation Society. New York, U.S.A. 25 pp.
- Silver, S.C., L.E.T. Ostro, L.K. Marsh, L. Maffei, A.M.J. Kelly, R.B. Wallace, H. Gómez and G. Ayala. 2004. The use of camera traps for estimating jaguar *Panthera onca* abundance and density using capture/recapture analysis. *Oryx* 38: 148–154.
- Sunquist, M. and F. Sunquist. 2002. Wild Cats of the World. The University of Chicago Press, Chicago, U.S.A. 452 pp.
- Swann, D.E., C.C. Hass, D.C. Dalton and S.A. Wolf. 2004. Infrared-triggered cameras for detecting wildlife: An evaluation and review. *Wildlife Society Bulletin* 32(2): 357-365.
- Torres-Mura, J.C. 1994. Fauna terrestre de Chile. En: Perfil Ambiental de Chile. Comisión Nacional del Medio Ambiente, Santiago, Chile.
- Trolle, M. 2003. Mammal survey in the southeastern Pantanal, Brazil. *Biodiversity and Conservation* 12: 823-836.
- Trolle, M. and M. Kéry. 2003. Estimation of ocelot density in the pantanal using capture-recapture analysis of camera-trapping data. *Journal of Mammalogy* 84(2): 607–614.
- UICN. 2008. IUCN Red List of Threatened Species. Disponible en línea en: <http://www.iucnredlist.org> (Consultado el 15/05/2009).
- Wallace, R.B., H. Gómez, G. Ayala and F. Espinoza. 2003. Camera trapping for jaguar (*Panthera onca*) in the Tuichi Valley. Bolivia. *Mastozoología Neotropical (Argentina)* 10: 133-139.
- Zorondo-Rodríguez, F. 2005. Conservación de carnívoros en Chile central: el factor social. Tesis de Biólogo con mención en Medio Ambiente. Facultad de Ciencias, Universidad de Chile. Santiago, Chile.

## Cuadros y figuras



**Figura 1.** Mapa del área de estudio en la zona andina de La Araucanía (39°15'S, 71°48'O). Se muestran los sitios de cámaras trampa en bosque continuo y fragmentos insertos en la matriz agropecuaria.



**Figura 2.** Equipos de detección activa en terreno. Se observan la cámara trampa (superior), emisor (izquierda), receptor (derecha) y cebo olfativo (sobre emisor).

**Cuadro 1.** Características generales y esfuerzo de muestreo en las áreas de bosque en estudio.

|   | <b>Bosque continuo</b>                     | <b>Fragmento</b>                              |
|---|--|---|
| Nº replicas                             | 6  | 9   |
| Superficie (ha)                         | > 200                                      | < 40  |
| Rango altitudinal (m)                   | 386 – 900                                  | 269-614                                       |
| Características habitat                 | Bosques maduros con escasa<br>Intervención | Bosques secundarios altamente<br>intervenidos |
| Período total muestreo                  | Enero 2008 - Marzo 2009                    | Febrero 2008 - Marzo 2009                     |
| Nº estaciones muestreo                  | 18   | 9   |
| Esfuerzo muestreo total (trampas-día)   | 4.716                                      | 1.686   |
| Nº registros (total)                    | 25   | 22  |
| Proporción estaciones con presencia (%) | 50   | 67  |

**Cuadro 2.** Resumen de estaciones de muestreo con presencia de *L. guigna* en réplicas de bosque templado continuo y fragmentado de la zona andina de La Araucanía.

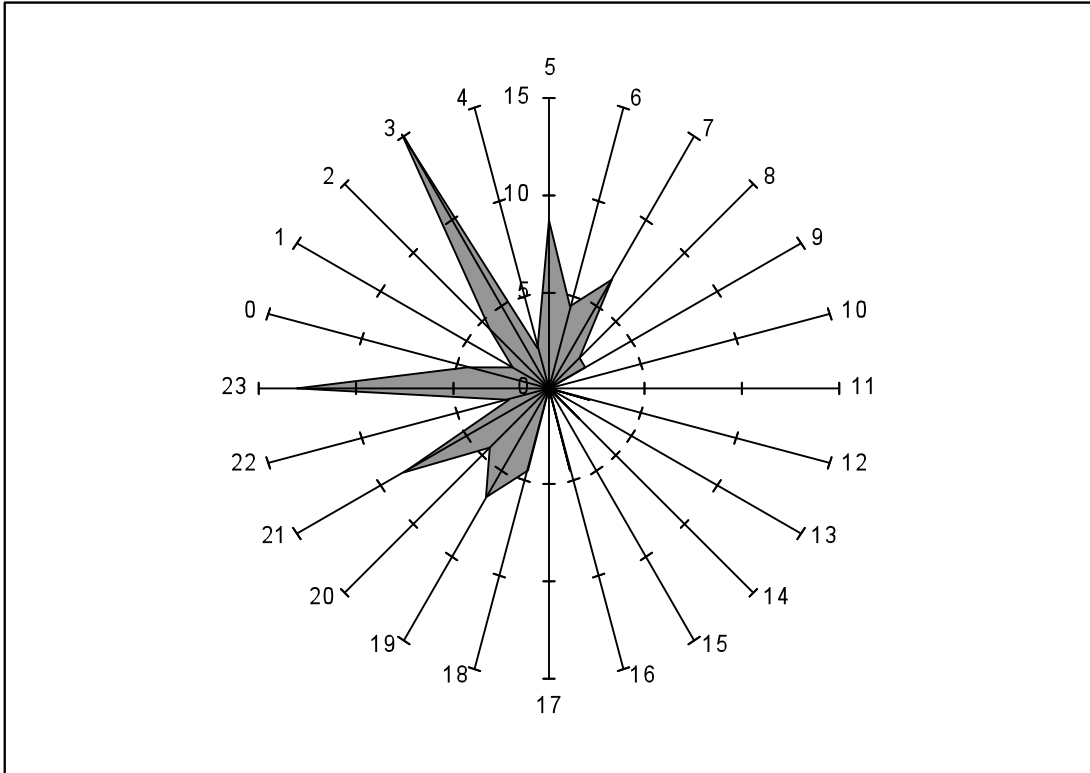
| N° registro | Nombre sitio | Hábitat | Unidad | Fecha      | Hora     | Fase lunar | Patrón coloración | Otros carnívoros silvestres |
|-------------|--------------|---------|--------|------------|----------|------------|-------------------|-----------------------------|
| 1           | Kawellucó    | BC      | 50K    | 31-03-2008 | 01:08:00 | Pre-nueva  | Moteado           | <i>Puma concolor</i>        |
| 2           | Kawellucó    | BC      | 50K    | 27-09-2008 | 23:39:00 | Pre-nueva  | Moteado           |                             |
| 3           | Kawellucó    | BC      | 51K    | 12-03-2008 | 03:29:00 | Post-nueva | Moteado           | <i>Lycalopex culpaeus</i>   |
| 4           | Kawellucó    | BC      | 51K    | 08-07-2008 | 06:23:00 | Post-nueva | Moteado           |                             |
| 5           | Kawellucó    | BC      | 51K    | 08-07-2008 | 07:33:00 | Post-nueva | Moteado           |                             |
| 6           | Kawellucó    | BC      | 51K    | 26-02-2009 | 06:34:00 | Post-nueva | Moteado           |                             |
| 7           | Kawellucó    | BC      | 22K    | 21-01-2008 | 16:04:00 | Pre-llena  | Moteado           | <i>Puma concolor</i>        |
| 8           | Kawellucó    | BC      | 22K    | 04-09-2008 | 03:33:00 | Post-nueva | Moteado           |                             |
| 9           | Kawellucó    | BC      | 22K    | 13-10-2008 | 02:11:00 | Pre-llena  | Moteado           |                             |
| 10          | Kawellucó    | BC      | 22K    | 02-11-2008 | 08:55:00 | Post-nueva | Moteado           |                             |
| 11          | Río Nevado   | BC      | 29R    | 14-05-2008 | 07:53    | Pre-llena  | Moteado           | <i>Puma concolor</i>        |
| 12          | Río Nevado   | BC      | 29R    | 21-09-2008 | 23:07    | Post-llena | Moteado           |                             |
| 13          | Río Nevado   | BC      | 30R    | 02-06-2008 | 05:22:00 | Pre-nueva  | Moteado           | <i>Puma concolor</i>        |
| 14          | RNV          | BC      | 80RV   | 15-01-2008 | 00:10:00 | Creciente  | Melánico          | <i>Lycalopex culpaeus</i>   |
| 15          | RNV          | BC      | 80RV   | 31-03-2009 | 21:15:00 | Post-nueva | Moteado           |                             |
| 16          | La Barda     | BC      | 12B    | 25-01-2008 | 23:21:00 | Post-llena | Moteado           | <i>Puma concolor</i>        |
| 17          | La Barda     | BC      | 12B    | 25-01-2008 | 23:24:00 | Post-llena | Moteado           | <i>Lycalopex culpaeus</i>   |
| 18          | La Barda     | BC      | 12B    | 28-01-2008 | 04:27:00 | Post-llena | Melánico          |                             |
| 19          | La Barda     | BC      | 12B    | 13-04-2008 | 05:41:00 | Pre-llena  | Moteado           |                             |
| 20          | La Barda     | BC      | 12B    | 31-05-2008 | 22:18:00 | Pre-nueva  | Moteado           |                             |
| 21          | La Barda     | BC      | 12B    | 17-10-2008 | 23:29    | Post-llena | Melánico          |                             |
| 22          | La Barda     | BC      | 12B    | 18-10-2008 | 00:21    | Post-llena | Melánico          |                             |
| 23          | Namuncai     | BC      | 2N     | 03-02-2009 | 23:54:00 | Pre-llena  | Moteado           | -                           |
| 24          | Namuncai     | BC      | 3N     | 04-03-2008 | 16:58:00 | Pre-nueva  | Melánico          | <i>Lycalopex culpaeus</i>   |
| 25          | Namuncai     | BC      | 3N     | 16-06-2008 | 21:35:00 | Pre-llena  | Melánico          |                             |

**BC:** Bosque continuo; **Unidad:** Indica código de identificación de las réplicas de estudio.

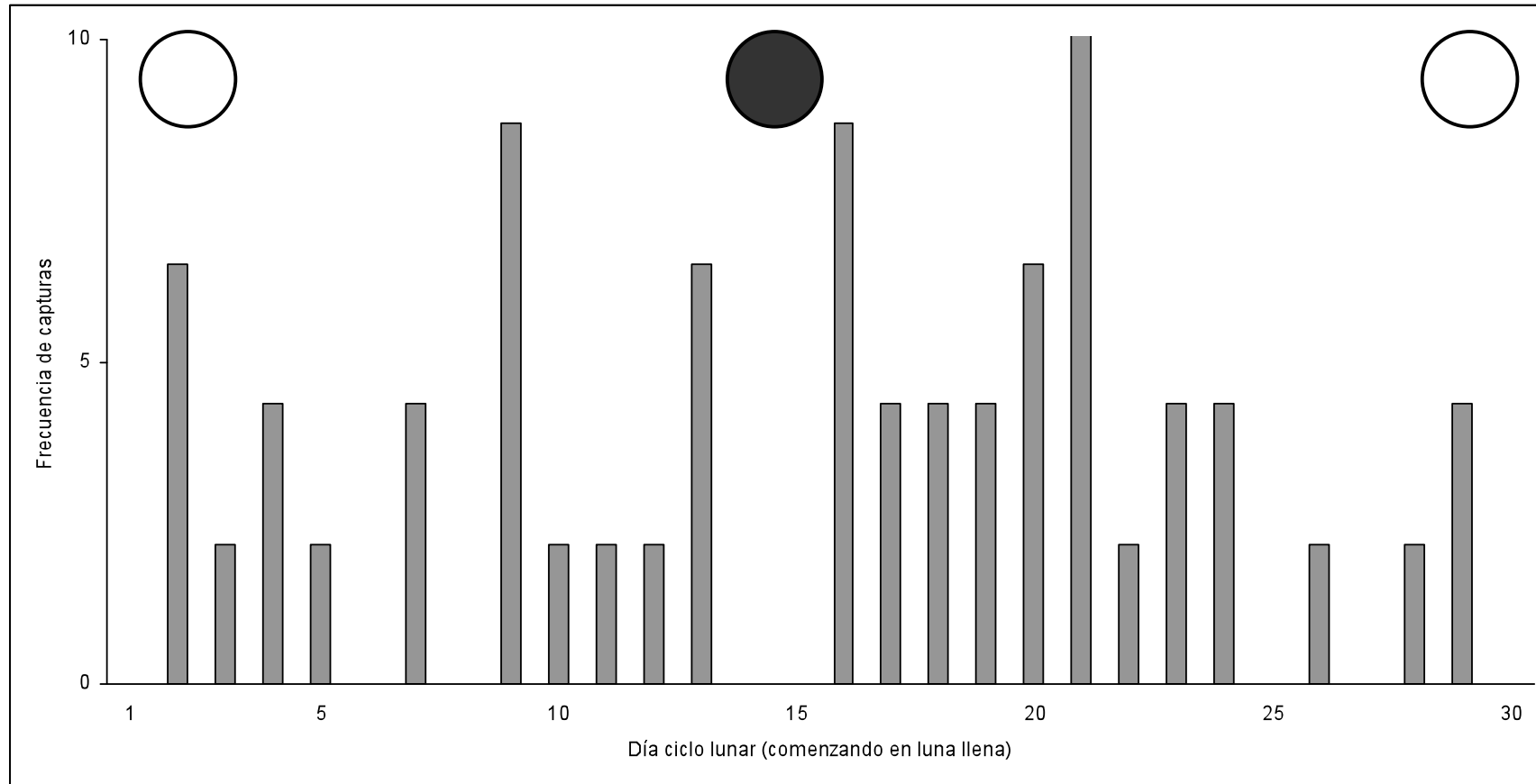
**Continuación cuadro 2.**

| Nº registro | Nombre sitio | Hábitat | Unidad | Fecha      | Hora     | Fase lunar | Patrón coloración | Otros carnívoros silvestres |
|-------------|--------------|---------|--------|------------|----------|------------|-------------------|-----------------------------|
| 26          | Sabugal      | F       | 90     | 26-06-2008 | 14:25:00 | Menguante  | Moteado           | <i>Lycalopex culpaeus</i>   |
| 27          | Sabugal      | F       | 90     | 24-01-2009 | 05:29:00 | Pre-nueva  | Moteado           |                             |
| 28          | César        | F       | 91     | 13-02-2008 | 12:11:00 | Post-nueva | Moteado           |                             |
| 29          | César        | F       | 91     | 09-07-2008 | 20:16:00 | Post-nueva | Moteado           |                             |
| 30          | Menetúe      | F       | 92     | 26-07-2008 | 03:50:00 | Pre-nueva  | Melánico          | <i>Lycalopex culpaeus</i>   |
| 31          | Menetúe      | F       | 92     | 26-07-2008 | 03:51:00 | Pre-nueva  | Melánico          |                             |
| 32          | Jaramillo    | F       | 93     | 06-05-2008 | 18:56:00 | Post-nueva | Melánico          | <i>Lycalopex culpaeus</i>   |
| 33          | Jaramillo    | F       | 93     | 04-08-2008 | 03:12:00 | Post-nueva | Moteado           |                             |
| 34          | Jaramillo    | F       | 93     | 04-08-2008 | 03:16:00 | Post-nueva | Moteado           |                             |
| 35          | Jaramillo    | F       | 93     | 04-08-2008 | 19:32:00 | Post-nueva | Moteado           |                             |
| 36          | Mariñanco    | F       | 95     | 29-02-2008 | 05:52:00 | Pre-nueva  | Moteado           | -                           |
| 37          | Mariñanco    | F       | 95     | 03-03-2008 | 03:11:00 | Pre-nueva  | Moteado           |                             |
| 38          | Mariñanco    | F       | 95     | 03-06-2008 | 18:49:00 | Nueva      | Moteado           |                             |
| 39          | Mariñanco    | F       | 95     | 03-06-2008 | 19:58:00 | Nueva      | Moteado           |                             |
| 40          | Mariñanco    | F       | 95     | 02-07-2008 | 09:32:00 | Nueva      | Moteado           |                             |
| 41          | Mariñanco    | F       | 95     | 02-07-2008 | 19:02:00 | Nueva      | Moteado           |                             |
| 42          | Mariñanco    | F       | 95     | 16-11-2008 | 07:56:00 | Post-llena | Moteado           |                             |
| 43          | Mariñanco    | F       | 95     | 31-12-2008 | 21:26:00 | Post-nueva | Moteado           |                             |
| 44          | Ebert        | F       | 96     | -          | -        | -          | Moteado           | -                           |
| 45          | Ebert        | F       | 96     | 07-01-2009 | 20:06    | Pre-llena  | Moteado           |                             |
| 46          | Ebert        | F       | 96     | 04-02-2009 | 02:26    | Pre-llena  | Melánico          |                             |
| 47          | Ebert        | F       | 96     | 11-03-2009 | 21:05    | Post-llena | Melánico          |                             |

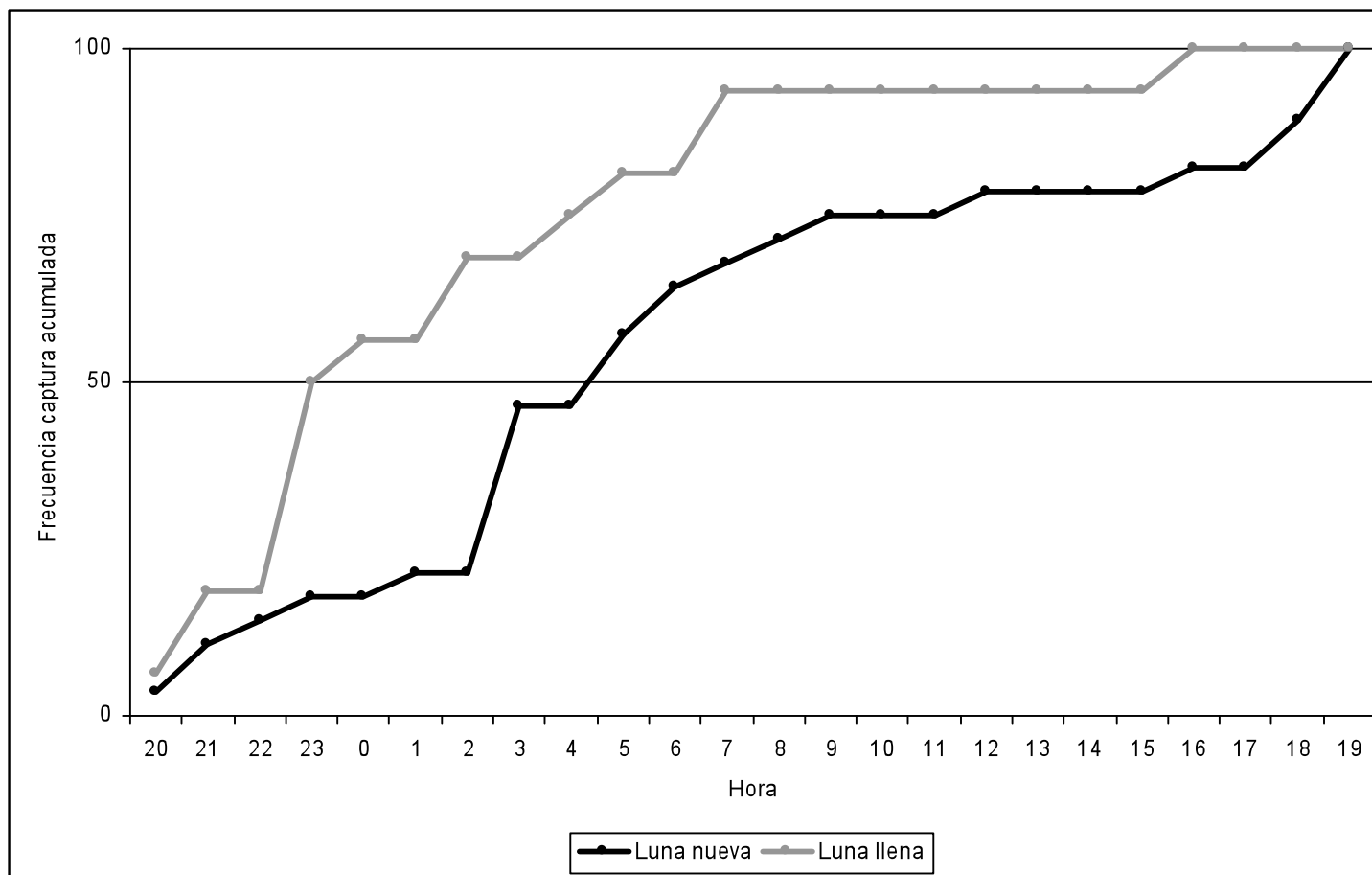
**F: Fragmento; Unidad: Indica código de identificación de las réplicas de estudio; Registro Nº 44 sin fecha y hora, no siendo considerado en las descripciones posteriores.**



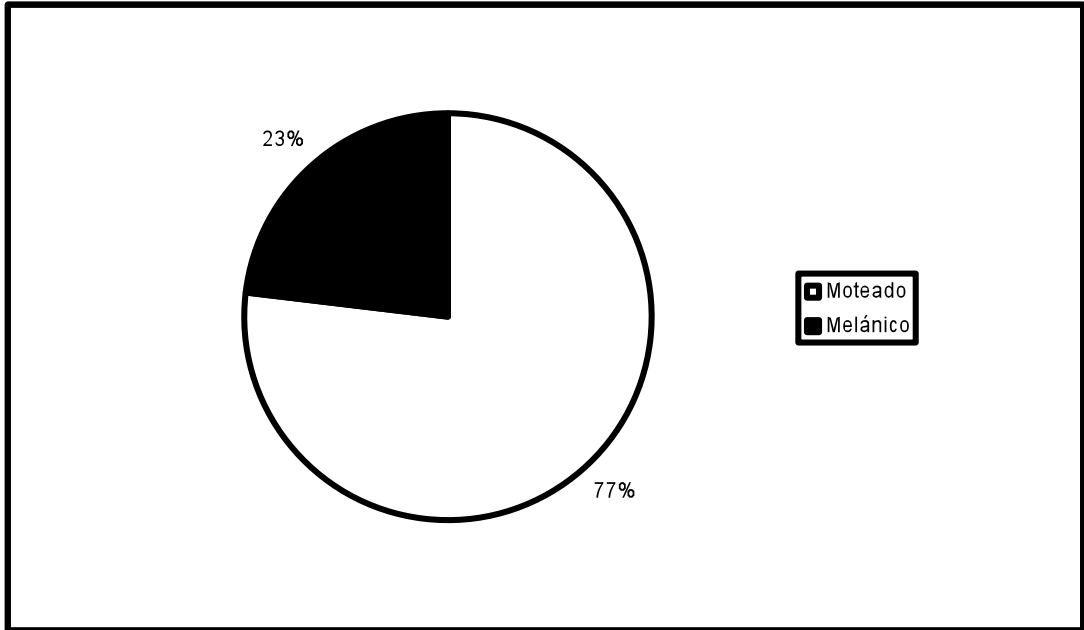
**Figura 3.** Patrón de actividad de *Leopardus guigna* en un período de 24 horas, basado en registros fotográficos obtenidos en bosque templado continuo y fragmentado de la zona andina de La Araucanía, Chile (n=46).



**Figura 4.** Distribución de frecuencia de capturas de *L. guigna* durante el ciclo lunar, basada en registros fotográficos obtenidos en bosque templado continuo y fragmentado de la zona andina de La Araucanía, Chile (n=46). Los círculos negro y blanco indican las fases de luna nueva y llena, respectivamente.



**Figura 5.** Distribución de frecuencia acumulada de capturas en un período de 24 horas, obtenidas durante las fases de luna nueva (n=28) y luna llena (n=16), en bosque templado continuo y fragmentado de la zona andina de La Araucanía, Chile.



**Figura 6.** Proporción de registros fotográficos de *Leopardus guigna*, según patrón de coloración, en bosque templado continuo y fragmentado de la zona andina de la Araucanía, Chile (n=39).



**Figura 7.** Fotografías de individuos moteados y melánicos de *Leopardus guigna* obtenidas en sitios de cámara trampa de bosque continuo y fragmento.

**Cuadro 3.** Número de individuos capturados por especies de micromamíferos en sitios fragmentados de bosque de la zona andina de La Araucanía.

|                                   | Sitio |   |    |   |   |   |   |   |   | Total individuos | IEC  |
|-----------------------------------|-------|---|----|---|---|---|---|---|---|------------------|------|
|                                   | 1     | 2 | 3  | 4 | 5 | 6 | 7 | 8 | 9 |                  |      |
| <i>Abrothrix longipilis</i>       | 5     | 0 | 21 | 1 | 3 | 0 | 1 | 3 | 7 | 41               | 3.8  |
| <i>Oligoryzomys longicaudatus</i> | 0     | 0 | 7  | 0 | 3 | 0 | 0 | 0 | 0 | 10               | 0.93 |
| <i>Rattus rattus</i>              | 6     | 0 | 6  | 0 | 7 | 0 | 7 | 4 | 5 | 35               | 3.24 |

**IEC: Índice de éxito de captura.**

## CAPITULO 2

### ESTIMACION DE LA OCUPACION DE *Leopardus guigna* EN UN AMBIENTE FRAGMENTADO DE BOSQUE TEMPLADO EN LA ZONA ANDINA DE LA ARAUCANIA, CHILE (39°15´S, 71°48´O)

Felipe Hernández Muñoz

Facultad de Agronomía e Ingeniería Forestal,  
Pontificia Universidad Católica de Chile

#### Abstract

Hernández, F. 2009. Estimating occupancy of *Leopardus guigna* in a fragmented temperate rainforest landscape in the Andean zone of the Araucanía district, Chile (39°15´S, 71°48´O). The kodkod cat (*Leopardus guigna*) is one of the smallest cats of the world and according to IUCN is vulnerable with a declining population trend. Habitat loss and human hunting are considered its main conservation threats. Recently, occupancy has been used as a surrogate for abundance in presence-absence studies in rare and elusive species like *L. guigna*. Between January 2008 and March 2009, 27 camera trap sites were deployed in a landscape comprising a mix of patches of agricultural fields and Southern Temperate Rainforest fragments and continuous forests. The objective was to get estimates of *L. guigna* occupancy ( $\psi$ ) and detection ( $p$ ) probabilities for Continuous Forest (CF), Fragments (F) and both in combination, as well as exploring effects of some landscape and habitat variables on these estimates. During Spring 2008/Summer 2009, the survey recorded a total of 2,485 trapping days, obtaining 13 *L. guigna* photographs. No differences were detected between estimates of  $\psi$  values for CF and F (CI 95%: -2.7552; 2.0124). In general, models with one covariate showed higher ranking than the constant model ( $\psi(\cdot)p(\cdot)$ ). A model of pooled sites using favorable land use (e.g. old/new growth forest and shrubland) for  $\psi$  and constant  $p$  ( $\psi(\text{land use})p(\cdot)$ ), proved to be reliable and statistically significant (CI 95%: 0.0051; 0.107). These results suggest that fragments should be considered a valuable habitat to *L. guigna* and forest cover would have high conservation value for the species, especially in agricultural landscapes. Long-term occupancy surveys could be an important tool for assessing abundance trends of this endemic wild felid, strengthening conservation guidelines in the Araucanía.

**Key words:** *Leopardus guigna*, occupancy, detection probability, rare/elusive species, Southern Temperate Rainforest, continuous/fragmented forest, favorable land use

## Introducción

La guiña (*Leopardus guigna*, Molina 1782), es uno de los felinos silvestres más pequeños del mundo (1.3-1.9 kg), presentando una reducida distribución geográfica que comprende una franja entre 30° y 50°S, en las zonas centro y sur de Chile, y parte de la cordillera y precordillera argentina (Redford y Eisenberg, 1992; Nowell y Jackson, 1996; Quintana, *et al.*, 2000). Dentro de su distribución se encuentra el bosque templado sudamericano, uno de los 25 “hotspots” o ecorregiones de mayor endemismo y más amenazadas del planeta (Armesto, *et al.*, 1998; Arroyo, *et al.*, 2004). Por décadas, este ecosistema ha sido sometido a fuertes presiones de origen antrópico, como el desarrollo de actividades forestales y cambios de uso de suelo con fines agropecuarios, impactando negativamente sobre su biodiversidad (Lara, *et al.*, 1996; Armesto, *et al.*, 1998).

*L. guigna*, especialista de bosque templado, es afectado por este problema ya que la pérdida progresiva de hábitat es la principal amenaza para la viabilidad de sus poblaciones (Acosta-Jamett, *et al.*, 2003; Acosta-Jamett y Simonetti, 2004). Este contexto, en conjunto con los conflictos ocasionales con las comunidades humanas (Zorondo-Rodríguez, 2005; Silva-Rodríguez, *et al.*, 2007; Gálvez y Hernández, 2009), lo han posicionado como un carnívoro prioritario para la conservación, siendo catalogado como Vulnerable con tendencia a la declinación de sus poblaciones por la UICN (2008). Por otro lado, debido a la escasa y fragmentada información científica existente sobre la especie, en Chile se ha considerado como insuficientemente conocida, en similitud con el estado de conservación y conocimiento del resto de las especies de felinos del país. En su mayoría, estos han sido clasificados como especies en peligro y/o raras, contando con escasos estudios sobre su biología, ecología y comportamiento (CONAMA, 2008).

La declinación progresiva de la diversidad biológica es una de las principales problemáticas medioambientales a nivel mundial, lo que motiva la necesidad de monitorear el status actual de especies amenazadas o insuficientemente conocidas (Yoccoz, *et al.*, 2001; Linkie, *et al.*, 2007).

Generalmente los programas de monitoreo han sido utilizados para la evaluación de tendencias en variables como abundancia, distribución y biodiversidad, datos que resultan esenciales para una toma de decisiones de manejo informada y el conocimiento de las respuestas que los ecosistemas pueden desplegar ante escenarios de manejo alternativos (Gibbs, *et al.*, 1998; Yoccoz, *et al.*, 2001; Pollock, *et al.*, 2002). Para facilitar este trabajo, la mayoría de los investigadores requieren de metodologías rápidas y rigurosas, así como medios para modelar los resultados obtenidos de una manera pragmática y comprensible, la que conduzca a estrategias mejoradas y oportunas para el manejo de las especies (Linkie, *et al.*, 2006).

En la presente década, se ha introducido el concepto de ocupación (*psi*: proporción de sitios ocupados de un área total en estudio) como una variable de estado alternativa a la abundancia, y de potencial aplicación en programas de monitoreo de especies crípticas y de baja densidad. Su estimación implicaría menores costos y mayor eficiencia, no requiriendo de identificación de individuos (MacKenzie, *et al.*, 2002; MacKenzie, *et al.*, 2004; MacKenzie, *et al.*, 2006).

La proporción de área ocupada por una especie reflejaría variaciones en su tamaño poblacional (MacKenzie, *et al.*, 2002). No obstante, la mayoría de las especies no son tan conspicuas para ser detectadas siempre que están presentes en un lugar, generando “falsas ausencias”. Producto de esta detectabilidad imperfecta, y con el fin de no subestimar la verdadera probabilidad de ocupación, resulta necesario incorporar la probabilidad de detección (*p*: probabilidad de detectar al menos un individuo de la especie dado que esta se encuentra presente) como un parámetro del modelo de ocupación (MacKenzie, *et al.*, 2002; MacKenzie y Bailey, 2004; MacKenzie, *et al.*, 2004; MacKenzie, *et al.*, 2005; MacKenzie, *et al.*, 2006). Esta probabilidad puede ser estimada a partir de muestreos repetidos independientes de los sitios en estudio, generando múltiples historias de detección (MacKenzie, *et al.*, 2002; MacKenzie, *et al.*, 2004; MacKenzie, *et al.*, 2006).

Los principios de ocupación serían aplicables a estudios de presencia/ausencia en vida silvestre, focalizados en relaciones especie-hábitat y monitoreos a gran escala, entre otros. Estos consideran a grupos taxonómicos tan diversos como mamíferos (Zielinski y Stauffer, 1996; Carroll, *et al.*, 1999; Kawanishi y Sunquist, 2004; Linkie, *et al.*, 2006; O’Connell, *et al.*, 2006; Linkie, *et al.*, 2007; Tobler, *et al.*, 2009), aves

(MacKenzie, *et al.*, 2003; Stauffer, *et al.*, 2004), anfibios (MacKenzie, *et al.*, 2002; Bailey, *et al.*, 2004; Pellet y Schmidt, 2005) e insectos (MacKenzie, *et al.*, 2004; MacKenzie, *et al.*, 2005).

Entre las metodologías de estudio, destaca la utilización de cámaras trampa, que constituye una de las aproximaciones de muestreo no invasivas más utilizadas en fauna silvestre, particularmente en carnívoros, enfocándose en la estimación de parámetros poblacionales de especies como *Panthera tigris* (Karanth, 1995; Karanth y Nichols, 1998; Carbone, *et al.*, 2001; Kawanishi y Sunquist, 2004; Linkie, *et al.*, 2006), *Panthera onca* (Maffei, *et al.*, 2002; Wallace, *et al.*, 2003; Maffei, *et al.*, 2004; Silver, *et al.*, 2004) y *Leopardus pardalis* (Maffei, *et al.*, 2002; Trolle y Kéry, 2003; Maffei, *et al.*, 2005; Di Bitetti, *et al.*, 2006; Dillon y Kelly, 2007; Maffei y Noss, 2008). Particularmente, esta técnica ha sido aplicada en recientes estudios de ocupación en conjunto con la exploración de covariables medioambientales para explicar la posible heterogeneidad de los parámetros estimados. Una de estas experiencias sugirió la influencia de elementos vegetacionales y estacionales sobre las variaciones en detectabilidad de diferentes especies de mesocarnívoros que habitan ambientes boscosos de Norteamérica (O'Connell, *et al.*, 2006). Por otra parte, Linkie *et al.* (2006) demostraron el efecto negativo que la cercanía a carreteras principales ejercería sobre la presencia del felino *Panthera tigris* en Sumatra. Posteriormente, Linkie *et al.* (2007) generaron modelos basados en elementos espaciales, tales como distancia a caminos, ríos, asentamientos humanos y altitud, los que tendrían una influencia variable sobre los cambios de ocupación experimentados por el úrsido *Helarctos malayanus* en diferentes hábitat de bosques en el Sudeste asiático.

Dentro de los estudios de ecología espacial de *L. guigna*, basados en otras metodologías, se ha sugerido que la existencia de ciertos elementos del paisaje serían determinantes para el uso de hábitat por la especie (Sanderson, *et al.*, 2002; Acosta-Jamett y Simonetti, 2004). El predominio de coberturas arbustivas densas y cercanía a cursos de agua favorecerían la presencia de *L. guigna* (Sanderson, *et al.*, 2002; Acosta-Jamett y Simonetti, 2004), mientras que la existencia de elementos antrópicos, como carreteras, tendrían un efecto negativo sobre la presencia el felino (Acosta-Jamett y Simonetti, 2004).

No obstante los esfuerzos realizados, aún se dispone de un escaso conocimiento sobre los carnívoros en el mundo, lo que contrasta con la importancia que estos tienen como especies clave para los ecosistemas (Noss, *et al.*, 1996; Simberloff, 1998; Crooks y Soulé, 1999). Como animales vulnerables a procesos de fragmentación y pérdida de hábitat debido a sus grandes ámbitos de hogar, bajas densidades y conflictos con el hombre (Beier, 1993; Maehr y Cox, 1995; Noss, *et al.*, 1996), es necesario enfrentar las múltiples interrogantes con respecto a su ecología y las respuestas desplegadas frente a las alteraciones del entorno (Crooks, 2002). En base a esto, resulta interesante concentrar nuevos esfuerzos en zonas catalogadas como prioritarias de conservación, y que a su vez cuentan con escasos antecedentes sobre los ensambles de carnívoros, como es el caso del bosque templado austral.

El presente estudio tiene como objetivo principal evaluar la ocupación de *L. guigna*, y como esta podría verse afectada por algunas de las variables medioambientales que caracterizan a un ambiente fragmentado de bosque templado de la zona andina de la Araucanía, Chile (39°15'S, 71°48'O). Se prueba la hipótesis de que zonas de bosque continuo presentan mayores niveles de ocupación del felino, en comparación con fragmentos de bosque rodeados por una matriz agropecuaria. Además, se pretende dilucidar si la estación del año y elementos del paisaje tienen un efecto modelador sobre los parámetros que describen la ocupación de la especie. Esta investigación constituye el primer esfuerzo de monitoreo sistemático con cámaras trampa para este carnívoro en Chile, siendo realizada en una región que carece de antecedentes previos sobre la especie.

## **Materiales y métodos**

### **Area de estudio**

El presente estudio se realizó en la zona andina de la comuna de Pucón, región de La Araucanía, Chile, que representa el límite norte de la distribución del bosque templado sudamericano (39°15'S, 71°48'O) (Armesto, *et al.*, 1998). Esta zona se caracteriza por un clima templado cálido, con temperaturas medias de 12° C durante el año, y de 8° C y 15° C durante los meses más fríos y templados, respectivamente. Presenta una precipitación media anual de 2.000 mm concentrada

en los meses invernales, con una estación relativamente seca, no superior a 4 meses en períodos estivales (Dirección Meteorológica de Chile, 2009).

Según Gajardo (1994), la vegetación de la zona de estudio corresponde a la región del Bosque Caducifolio, caracterizado por la presencia de especies arbóreas de hojas caducas grandes. En situaciones bajas, ocupando la depresión central y los relieves montañosos de poca altitud, se distribuye la Sub-región del Bosque Caducifolio del Llano, con formaciones como el Bosque Caducifolio del Sur, representada por especies como Laurel (*Laurelia sempervirens*), Roble (*Nothofagus obliqua*), Lingue (*Persea lingue*), Mañío de Hojas Largas (*Podocarpus saligna*) y Olivillo (*Aextoxicon punctatum*). Por otro lado, en las laderas intermedias y altas de la cordillera, se distribuye la Sub-región del Bosque Caducifolio Andino, con formaciones como el Bosque Caducifolio Mixto, representada por especies como Coigüe (*Nothofagus dombeyi*), Raulí (*Nothofagus alpina*), Tepa (*Laureliopsis philippiana*) y Mañío hembra (*Saxe-gothaea conspicua*) (Gajardo, 1994).

La investigación estuvo localizada en formaciones de bosque aledañas a áreas del Sistema Nacional de Áreas Silvestres Protegidas del Estado (SNASPE) (Parque Nacional Villarrica, Reserva Nacional Villarrica y Parque Nacional Huerquehue), las que se distribuyen en un gradiente altitudinal, desde zonas de altas cumbres colindantes con áreas silvestres hacia terrenos más bajos en la matriz agropecuaria. Se establecieron 2 categorías de bosque: Bosque Continuo (BC) y Fragmento (F).

Los BC correspondieron a 6 réplicas de superficie >200 ha, de exposición sur, las que conectan con áreas del SNASPE o se encuentran insertas en medio de la matriz agropecuaria. Son áreas de propiedad privada, conformadas por bosques maduros sometidos a escasa intervención. Están constituidos por especies como *S. conspicua*, *L. philippiana* y representantes del género *Nothofagus* (ej: *Nothofagus dombeyi*) (Rojas, 2008). La selección de las réplicas fue realizada en base a una ortofoto mosaico ASTER del área de estudio (año 2000), utilizando el programa Arc View GIS 3.2 (ESRI Inc., Redlands, CA, U.S.A.). Se consideró una distancia mínima de 2 km entre réplicas, como medida de independencia, según el ámbito de hogar reportado para *L. guigna* (2.4–2.88 km<sup>2</sup>) por Dunstone *et al.* (2002a). Los parches de BC fueron seleccionados en función de su disponibilidad, tamaño y accesibilidad (Fig. 1).

Los fragmentos correspondieron a 9 remanentes de bosque de superficie <40 ha, que persisten en la matriz agropecuaria. Son terrenos de propiedad privada, constituidos por bosques secundarios altamente intervenidos por actividades ganaderas y extracción de madera (Rojas, 2008). Las especies más representativas son *N. obliqua*, *L. sempervirens*, *P. lingue* y *A. punctatum* (Rojas, 2008). La selección de los fragmentos fue realizada en base a un método no supervisado mediante el programa ENVI 4.2 (RSI Inc., CO, U.S.A.), el cual definió categorías de tipos de cobertura según valores de reflectancia, generando una imagen que fue importada a un SIG utilizando el programa Arc View GIS 3.2 (ESRI Inc., Redlands, CA, U.S.A.), siendo esta verificada con la ortofoto antes mencionada. Con la definición de zonas buffer alrededor de cada sitio, se consideró una distancia mínima de 2 km. entre fragmentos, como medida de independencia, según el mismo criterio mencionado anteriormente para la selección de los BC (Dunstone, *et al.*, 2002a) (a excepción de un par de fragmentos separados por un curso de agua principal (Río Trancura), el cual fue considerado como un factor de independencia). Los fragmentos fueron seleccionados en función de su disponibilidad, tamaño, estructura y accesibilidad (Fig. 1).

### **Metodología de detección de *L. guigna***

Durante el período de enero de 2008 a marzo de 2009, se establecieron 27 estaciones de muestreo permanente con cámaras trampa, dirigidas a la detección de *L. guigna*. Estas fueron distribuidas en los sitios seleccionados, con un total de 18 en BC (3 por bosque) y 9 en F (1 por fragmento). Para asegurar una independencia entre estaciones, las cámaras se ubicaron a una distancia promedio de 2 km, según el mismo criterio aplicado en la selección de ambos tipos de bosque (Dunstone, *et al.*, 2002a). Este diseño permite garantizar una probabilidad de captura >0 para los individuos que ocupan el área de estudio, existiendo al menos una cámara dentro de su rango de acción respectivo, y sin vacíos entre cámaras lo suficientemente extensos para no registrarlos (Sanderson, 2004; Silver, 2004). En función de la maximización de la probabilidad de detección de *L. guigna*, las cámaras fueron instaladas en sitios con abundante cobertura arbustiva y asociados a quebradas, fuentes de agua y/o probables pasadizos de tránsito, basado en los atributos ecológicos descritos para la especie (Sanderson, *et al.*, 2002; Acosta-Jamett y Simonetti, 2004).

Se utilizaron 12 cámaras Canon Sure Shot A1 waterproof (Canon Inc., Tokyo, Japan) y 15 Olympus Stylus 80 (Olympus Corp., Tokyo, Japan), con lente de 35 mm y flash automático, asociadas a 25 sistemas de sensores activos (Trailmaster TM 1550, Goodson and Associates, USA) y 2 pasivos (Trailmaster TM 550, Goodson and Associates, USA). Los primeros, constituidos por un emisor y un receptor, son activados por el movimiento de interrupción de un rayo infrarrojo, mientras que los segundos detectan diferencias de temperatura y movimiento frente a un equipo único (Swann, *et al.*, 2004). Las cámaras fueron programadas para registrar la fecha y hora de cada fotografía, en rollos de 28 exposiciones y 200 ISO, con un lapso de desfase de uno a dos minutos entre fotografías para disminuir la probabilidad de que un único individuo agotara la totalidad de la película. Las cámaras contaron con un sistema de ahorro de batería, permaneciendo inactivas mientras los sensores no registraron eventos. Los sistemas fueron programados para operar durante las 24 horas del día (una trampa-día=un período de 24 horas).

Los equipos activos fueron instalados en los costados de senderos o huellas, manteniendo emisor y detector alineados a una distancia de 2 a 5 m, con el rayo infrarrojo a una altura de 0.1-0.2 m con respecto al piso. Los sensores pasivos fueron instalados a 0.5-0.7 m de altura. Las cámaras fueron instaladas a una altura de 1 m sobre el suelo, manteniendo una distancia de 0.5 a 1.5 m con respecto a la zona de detección. Cada cámara fue cubierta con un techo de madera o dispositivo metálico de protección contra la lluvia. Los equipos fueron fijados a árboles o estacas, utilizando sogas elasticadas y alambres (Fig. 2).

Para favorecer la detectabilidad de los animales, se utilizaron cebos olfativos (Hawbaker's WildCat Lure N° 1 & 2 S. Stanley Hawbaker and Sons, Fort London, PA, U.S.A.), los que fueron aplicados sobre una pastilla de yeso en el interior de un recipiente de plástico. Dicho recipiente se fijó sobre el equipo emisor (sistema activo) o un árbol en posición frontal al sensor (sistema pasivo), adosado a un techo metálico de protección contra la lluvia (Fig. 2).

Los equipos fueron chequeados cada 25 días aproximadamente, para su mantención (reemplazo de baterías y rollo fotográfico, limpieza de dispositivos). Los rollos fueron reemplazados cada vez que se gatillaron 18 o más fotografías, siendo inmediatamente rotulados con la fecha de revisión y nombre del sitio

correspondiente. La información registrada en los chequeos permitió estimar el período de muestreo efectivo correspondiente a cada estación.

### **Ocupación de *L. guigna***

La estimación de ocupación de *L. guigna* fue realizada mediante un método de máxima verosimilitud propuesto por MacKenzie *et al.* (2002), para situaciones donde la probabilidad de detección de la especie es  $<1$ . El concepto de ocupación es propuesto como una extensión de la teoría de captura-recaptura de poblaciones cerradas, asumiendo los supuestos de 1) los sitios son cerrados a cambios en la ocupación, 2) la especie en estudio es correctamente identificada, y 3) la probabilidad de detectar una especie en un sitio es independiente de la probabilidad de detectarla en los demás sitios (MacKenzie, *et al.*, 2002).

Se construyeron historias binarias de detección de *L. guigna* para cada uno de los sitios de estudio, las que fueron organizadas en bloques u ocasiones de muestreo de 10 días consecutivos cada uno. Así, para cada sitio y ocasión, “1” indicó detección/presencia, mientras que “0” indicó no detección/ausencia de *L. guigna*. El período de muestreo efectivo por sitio fue restringido a un máximo aproximado de 90 días (9 ocasiones de muestreo), para reducir la probabilidad de cambios en la ocupación de la especie. En función de esto, el período total de muestreo fue dividido en 3 subperíodos estacionales: verano/otoño 2008 (v/o'08); otoño/invierno 2008 (o/i'08); y primavera 2008/verano 2009 (p'08/v'09).

El objetivo fue obtener estimaciones de los parámetros  $\psi_i$  y  $p$  que explicaran de mejor forma las historias de detección observadas en cada sitio de estudio. Estos parámetros fueron supuestos como constantes dentro de cada subperíodo de muestreo, o en su defecto, con una heterogeneidad modelada por variables medioambientales. Para esto, en cada punto de cámara se derivaron una serie de variables espaciales, tales como altitud, distancia a carretera principal más cercana y distancia a río permanente más cercano. Además, considerando un área de 1 km de radio, con cada cámara como punto central, se calcularon la densidad de caminos, densidad de asentamientos humanos y porcentaje de uso de suelo favorable para *L. guigna*. Para el cálculo de esta última variable, se contó con información de las distintas coberturas de uso de suelo predominantes en esta área buffer, permitiendo estimar la proporción de superficie representada por coberturas

consideradas de uso favorable para la especie, como bosque adulto, renoval, matorral y zonas húmedas, en desmedro de otras como cultivos, praderas y plantaciones. La posición y altitud de cada cámara fueron determinadas mediante un GPS en terreno. La posición de ríos, carreteras, caminos y asentamientos humanos fue obtenida de mapas cartográficos 1:10.000 (DOH, 2008). Los datos de uso de suelo provienen de fuente cartográfica 1:10.000 (LPT-UCT, 2009). Sólo para F, se obtuvieron datos de área, índice de forma y éxito de captura de roedores. Este último fue considerado como la disponibilidad de presas para el felino, realizándose campañas de captura de 3 días consecutivos en cada uno de los F. Se utilizaron 40 trampas Sherman en grillas de 10x4, con una distancia de 10 m. entre trampas, y situadas alrededor de la cámara trampa (esfuerzo muestreo por sitio=120 trampas-día).

Todos los factores mencionados fueron explorados como posibles covariables que modelarían los respectivos parámetros de ocupación, mediante una transformación logit link de regresión logística:

$$\text{Logit}(\Theta) = \beta_0 + X_i\beta$$

$$\Theta_i = \frac{\exp(\beta_0 + X_i\beta)}{1 + \exp(\beta_0 + X_i\beta)}$$

Donde  $\Theta_i$  corresponde al parámetro de ocupación (*psi* o *p*),  $X_i$  a la variable de interés o covariable explicatorio,  $\beta_0$  al coeficiente constante (intercepto) y  $\beta$  al coeficiente de la variable de interés. En primer lugar se generó un modelo sencillo, donde *psi* y *p* permanecieron constantes (*psi(.)p(.)*=modelo constante). Posteriormente, se probaron modelos candidatos, en los cuales se utilizó sólo una covariable para uno de los parámetros de ocupación, permaneciendo el otro parámetro constante (*psi(covariable)p(.)* y *psi(.)p(covariable)*). No se consideraron más covariables por el riesgo de generar una sobreparametrización de los modelos, lo cual conduciría a estimaciones poco precisas de los parámetros de ocupación (Donovan y Hines, 2007).

Se utilizaron los valores del Akaike Information Criterion (AIC) para seleccionar el modelo que mejor se ajusta a los datos observados (Burnham y Anderson, 2002). El objetivo de este método es comparar un grupo de modelos candidatos y escoger

el que tenga el menor valor de AIC. Este último es el que mejor explicaría la variación en los datos observados, utilizando el menor número de parámetros que sean necesarios (modelo más parsimonioso). Las diferencias entre los valores de AIC de los distintos modelos marcan el proceso de selección (delta AIC), siendo todos los modelos comparados con el que alcanzó el menor valor de AIC. Los modelos con delta AIC <2 sugieren una fuerte evidencia de apoyo de los datos del estudio. A partir de este valor, se calcula el peso AIC para cada modelo, que es interpretado como el grado de evidencia a favor del modelo respectivo (Burnham y Anderson, 2002). Además, se calculó la precisión con la que los modelos estiman el parámetro  $\psi$  (E.E./ $\psi$  x 100) (Linkie, *et al.*, 2007). Los modelos que entregaron estimadores de  $\psi$  igual o cercanos a 1, no fueron considerados en el análisis, debido a su escasa confiabilidad (MacKenzie, *et al.*, 2002).

Para evaluar la bondad de ajuste de los modelos (con qué precisión estos ajustan los datos), se aplicó una metodología propuesta por MacKenzie y Bailey (2004), basado en el cálculo de un estadístico simple de Chi-cuadrado de Pearson para comparar probabilidades de historias de detección observadas y esperadas según el modelo. Se utilizó un bootstrap paramétrico para determinar la probabilidad con que dicho estadístico se ajustaría a una distribución aleatoria de historias de detección, siendo este aplicado sólo para los modelos con estimadores significativos de  $\beta$  y el parámetro de ocupación (MacKenzie y Bailey, 2004).

Los análisis fueron realizados utilizando el software PRESENCE™v2.3 (<http://www.mbrpwrc.usgs.gov/software/presence.html>). En primer lugar, se agruparon los datos de todos los sitios, considerando una variable categórica binaria para discriminar las observaciones en BC y F (BC=1; F=0). Posteriormente, los datos fueron ingresados según tipo de hábitat, para estimar  $\psi$  y  $p$  para BC y F en forma separada, y evaluar si estos parámetros son modelados por covariables propias de cada hábitat. Los análisis fueron realizados para cada uno de los subperíodos estacionales previamente definidos, utilizando un modelo de análisis "single species, single season" de acuerdo a la definición de MacKenzie, *et al.*, 2006.

## Resultados

Durante el período total de estudio, el esfuerzo de muestreo utilizado fue de 6.402 trampas-día (t-d), correspondiendo 4.716 t-d a BC y 1.686 t-d a F. Esto permitió obtener un total de 47 registros fotográficos de *L. guigna*. Específicamente, durante el período p'08/v'09, el esfuerzo de muestreo alcanzó 2.485 t-d, correspondiendo 1.800 a BC y 685 a F. Con este esfuerzo se obtuvieron 13 fotografías de la especie (Fig. 3; Cuadro 1).

Se obtuvieron valores de ocupación observados (*naive estimates*) similares a partir de los datos de BC+F, BC y F. Dicha similitud se mantuvo al comparar los valores estimados de  $\psi$  por los modelos constantes  $\psi(\cdot)p(\cdot)$  (modelos 1.4, 2.1 y 3.4, respectivamente; Cuadro 2). Sin embargo, los dos últimos modelos no presentaron una precisión adecuada (>50%), producto del elevado error estándar de los estimadores de  $\psi$ . La covariable binaria de hábitat ingresada con los datos de BC+F (modelo 1.11), no generó diferencias de ocupación entre ambos tipos de hábitat (IC 95%: -2.7552; 2.0124).

Sólo al considerar los historiales de detección de BC, el modelo constante obtuvo el mayor peso AIC (modelo 2.1; Cuadro 2). Para los datos de BC+F y F, fueron modelos con covariables los que presentaron un mayor ranking según sus valores de delta AIC. En el caso de BC+F, los modelos 1.1 ( $\psi \pm 1E.E.$ , 0.4803 $\pm$ 0.052), 1.2 ( $\psi \pm 1E.E.$ , 0.446 $\pm$ 0.041) y 1.3 ( $\psi \pm 1E.E.$ , 0.5752 $\pm$ 0.2460), totalizaron un peso AIC de 0.4138. Sin embargo, sólo los modelos 1.1 y 1.2 destacaron por su mayor precisión (9-10%) con respecto a  $\psi(\cdot)p(\cdot)$ , superando además a la totalidad de los modelos explorados para F.

El modelo 1.2 fue el único que entregó una estimación robusta de  $\beta$  (IC 95%: 0.0051; 0.1071), demostrando un efecto positivo de la covariable porcentaje de uso de suelo favorable sobre  $\psi$  (Fig. 4). Se comprobó un adecuado ajuste de este modelo, no existiendo diferencias significativas entre las probabilidades de historias de detección observadas y esperadas según el modelo (Probabilidad de  $X^2$  bootstrap  $\geq X^2$  observado = 0.5644).

No obstante, a pesar de que el estimador  $\beta$  no demostró significancia para la relación propuesta por el modelo mejor rankeado (modelo 1.1), este sugirió una

tendencia a un efecto negativo de la covariable distancia a río sobre  $\psi$ . De los modelos restantes para BC+F, BC y F, ninguno apoyó un efecto significativo de las covariables sobre la ocupación, a pesar de la alta precisión reportada para algunos modelos (<10%).

## Discusión

Los estimadores de parámetros de ocupación obtenidos durante v/o'08 y o/i'08, para ambos tipos de hábitat, generaron estimaciones de escasa confiabilidad, dadas por valores de  $\psi$  muy cercanos a 1 asociados a valores de  $p$  considerados bajos (<0.15) (MacKenzie, *et al.*, 2002). Esto se vio acrecentado en el caso particular de o/i'08, donde múltiples dificultades técnicas y climáticas impidieron el funcionamiento y chequeo regular en terreno de casi la mitad de las cámaras trampa, que generaron historias de detección de la especie con 4 o menos ocasiones de muestreo. Debido a esta menor detectabilidad, resultó difícil para los modelos de ocupación discriminar entre verdaderas y falsas ausencias, impidiendo una estimación robusta de la ocupación de *L. guigna* (MacKenzie, *et al.*, 2002). Por este motivo, sólo se presentan para su discusión los resultados correspondientes al subperíodo p'08/v'09, imposibilitando una evaluación del efecto estacional sobre la ocupación del felino.

El estimador de  $\psi$  del modelo  $\psi(i.)p(.)$ , resultó 47% superior en comparación al *naive estimate* para BC+F, demostrando el efecto diferenciador de la inclusión de la probabilidad de detección en el modelo de ocupación. Se comprobó la existencia de niveles similares de ocupación en BC y F, no existiendo diferencias significativas según tipo de hábitat al incorporar una variable binaria en el modelo. Esto también fue sugerido al comparar los  $\psi$  de los modelos constantes de BC y F, justificando el análisis realizado sobre la totalidad de los datos obtenidos a partir de ambas categorías de hábitat.

Estos resultados marcan un contraste con lo reportado por Acosta-Jamett y Simonetti (2004), quienes sostuvieron que *L. guigna* se encuentra principalmente asociada a parches de bosque de gran tamaño, en desmedro de los fragmentos, basados en índices de abundancia relativa que no consideraron la detectabilidad del animal. Por el contrario, los resultados del presente estudio apoyan la noción de que esta especie tiene flexibilidad para adaptarse a diversos ambientes

antropizados dentro de su distribución (Dunstone, *et al.*, 2002; Sanderson, *et al.*, 2002), lo que a su vez posee importantes implicancias para los conflictos con las comunidades humanas (Nowell y Jackson, 1996). En esta misma línea, los resultados sugieren la importancia de los fragmentos de bosque como hábitat para *L. guigna*, cumpliendo el rol de conectores biológicos insertos en la matriz agropecuaria, y que facilitan el desplazamiento entre bosques cercanos más extensos (Sunquist y Sanderson, 1998; Sanderson, *et al.*, 2002). Se ha planteado la necesidad de que las áreas silvestres protegidas mantengan una estrecha conexión con los remanentes de bosque aledaños, aún persistentes en un ambiente antropizado, ya que estos actuarían como “stepping-stones” para un potencial intercambio genético y demográfico, lo cual resulta clave para la mantención de la viabilidad a largo plazo de las poblaciones de *L. guigna* (Simonetti y Mella, 1997; Acosta-Jamett, *et al.*, 2003).

En general, según los datos de BC+F y F, los resultados indican que ciertos elementos medioambientales inciden sobre la ocupación de *L. guigna*, dado que los modelos constantes presentaron un menor ranking en comparación a modelos con covariables. Una demostración significativa de esto se observa para BC+F, donde los modelos 1.1 y 1.2 acumularon en conjunto >30% de peso AIC, además de mejorar la precisión del modelo constante. Además, los modelos con  $p(.)$  tendieron a ubicarse en posiciones más altas en el ranking AIC, en comparación a modelos con  $p(\text{covariable})$ , lo cual sugiere que la influencia de covariables medioambientales sobre  $psi$  tendría una mayor incidencia en el proceso de selección de modelos. Esto contrasta con estudios de ocupación en otras especies, cuya probabilidad de detección es fuertemente afectada por covariables climáticas (anuros; MacKenzie, *et al.*, 2002; Pellet y Schmidt, 2005), metodológicas (carnívoros y pequeños mamíferos; O’Connell, *et al.*, 2006) y espaciales (Linkie, *et al.*, 2006), resultando determinante para los rankeos según AIC. Por otra parte, considerando sólo los sitios de BC, el mayor ranking presentado por el modelo  $psi(.).p(.)$  entrega apoyo para un valor de ocupación constante en este hábitat, que no sería influido mayormente por las covariables consideradas.

El presente estudio demostró la influencia de ciertas coberturas de uso de suelo presentes en el área de estudio (bosque adulto/renoval, matorral) sobre la ocupación de *L. guigna*, referida a BC y F en conjunto. Los resultados sugieren la importancia de dichas coberturas para la especie, apoyados por los estudios

realizados sobre preferencia de hábitat del felino (Dunstone, *et al.*, 2002). Estos últimos sostienen que, aún cuando *L. guigna* se encuentra fuertemente asociada al bosque templado, también demuestra asociaciones más flexibles a otros tipos de hábitat, a escala más específica, existiendo preferencia por zonas de bosque-matorral y estados tempranos de bosques de *Nothofagus* (Dunstone, *et al.*, 2002), que fueron previamente descritos en los sitios de estudio (Rojas, 2008). Esto plantea la importancia de la conservación de mosaicos de hábitat diversos, especialmente cuando están insertos en un paisaje agropecuario, ya que estos serían claves para la sobrevivencia a largo plazo del felino, como proveedores de refugio y recursos (Dunstone, *et al.*, 2002).

Finalmente, sólo se sugiere una tendencia a que en sitios más cercanos a un río permanente, existiría una mayor probabilidad de ocupación de *L. guigna*. Acosta-Jamett y Simonetti (2004) exploraron previamente el efecto de dicha covariable sobre los índices de abundancia de este carnívoro, sugiriendo una relación similar a la reportada por el presente estudio, pero que tampoco resultó significativa. Sin embargo, las tendencias reportadas se correlacionan con la importancia que los cursos de agua representan para la especie. En efecto, ha sido demostrado que quebradas asociadas a flujos de agua y abundante vegetación, cumplen un importante rol como corredores biológicos, al facilitar el desplazamiento de individuos de *L. guigna* a través de paisajes modificados, y permitiendo la conexión entre áreas boscosas cercanas (Sanderson, *et al.*, 2002).

Los resultados reportados por el presente estudio demuestran las dificultades que representa el muestreo de especies crípticas y elusivas como *L. guigna*, constituyendo uno de los motivos que explican el limitado número de trabajos científicos que han sido publicados sobre la especie. Mientras estudios con cámaras trampa en otras especies de carnívoros han alcanzado probabilidades de detección  $>0.3$  (O'Connell, *et al.*, 2006; Linkie, *et al.*, 2006; Linkie, *et al.*, 2007), los valores de  $p$  estimados a partir de las historias de detección de *L. guigna* no resultaron superiores a 0.15 para la mayoría de los modelos explorados, dificultando la obtención de estimadores confiables de  $psi$  (MacKenzie, *et al.*, 2002). Algunas de las causas que explicarían esta situación son las bajas densidades (0.97 individuos/km<sup>2</sup>) y amplitud de rango de hogar del felino (2.4–2.88 km<sup>2</sup>, Dunstone, *et al.*, 2002), las que habrían limitado el número de registros totales obtenidos, no obstante el significativo esfuerzo de muestreo desplegado. No

obstante, el efecto de la inclusión de  $p$  en los modelos de ocupación explorados, coloca en discusión los resultados de presencia según tipo de hábitat reportados para la especie previamente (Acosta-Jamett y Simonetti, 2004).

Dado que se trabajó con una especie considerada como rara ( $p$  bajos), se habría requerido de un mayor número de estaciones de cámaras trampa, y con chequeos menos frecuentes, que aseguraran una mayor precisión de la estimación de  $psi$  (MacKenzie y Royle, 2005). Esto facilitaría la exploración del efecto de las covariables consideradas, o de otras, sobre la ocupación de *L. guigna*, permitiendo la estimación de un mayor número de parámetros, y asegurando la robustez de los modelos propuestos (Donovan y Hines, 2007). Sin embargo, dadas las características del área de estudio y los costos logísticos, financieros y humanos asociados, no fue posible muestrear una mayor cantidad de sitios durante la presente investigación.

Este estudio constituye el primer esfuerzo de muestreo sistemático con cámaras trampa dirigido a *L. guigna* en Chile, estableciendo las primeras bases para futuras iniciativas de monitoreo y estimación de parámetros de ocupación a largo plazo para la especie. Estos constituyen una importante herramienta para la predicción de las fluctuaciones de densidad experimentadas por las poblaciones, siendo esta información clave para la adecuada toma de decisiones en los programas de conservación y manejo de la especie.

## **Resumen**

La güiña (*Leopardus guigna*) es uno de los gatos más pequeños del mundo y vulnerable con tendencia a la declinación poblacional, según UICN. La pérdida de hábitat y persecución humana son las principales amenazas para su conservación. Recientemente, la ocupación ha sido utilizada como una alternativa a la abundancia en estudios de presencia-ausencia sobre especies raras y elusivas, como *L. guigna*. Entre enero 2008 y marzo 2009, se instalaron cámaras trampa en 27 sitios en un paisaje compuesto por una combinación de campos agrícolas, y bosque continuo y fragmentos del bosque templado austral. El objetivo fue obtener estimadores de las probabilidades de ocupación ( $psi$ ) y detección ( $p$ ) de *L. guigna* en bosque continuo (BC), fragmentos (F) y ambos en combinación, además de explorar los efectos de algunas variables de paisaje y hábitat sobre estos parámetros. Durante primavera

2008/verano 2009, el estudio completó un total de 2.485 trampas-día, obteniendo 13 fotografías de *L. guigna*. No se detectaron diferencias entre los estimadores de los valores de  $\psi$  de BC y F (CI 95%: -2.7552; 2.0124). En general, modelos con una covariable mostraron un mayor ranking que el modelo constante ( $\psi(\cdot)p(\cdot)$ ). Uno de los modelos con sitios combinados, utilizando uso de suelo favorable (bosque primario/secundario y matorral) para  $\psi$  y  $p$  constante ( $\psi(\text{uso suelo})p(\cdot)$ ), resultó confiable y estadísticamente significativo (CI 95%: 0.0051; 0.107). Estos resultados sugieren que los fragmentos deberían ser considerados un hábitat valioso para *L. guigna* y la cobertura de bosque tendría un alto valor de conservación para la especie, especialmente en paisajes agrícolas. Estudios de ocupación a largo plazo podrían ser una importante herramienta para evaluar las tendencias en abundancia de este felino silvestre endémico, fortaleciendo las pautas de conservación en La Araucanía.

**Palabras clave:** *Leopardus guigna*, ocupación, probabilidad de detección, especie rara/elusiva, bosque templado sudamericano, bosque continuo/fragmentado, uso de suelo favorable.

### Literatura citada

- Acosta-Jamett, G., J.A. Simonetti, R.O. Bustamante and N. Dunstone. 2003. Metapopulation approach to assess survival of *Oncifelis guigna* in fragmented forests of central Chile: a theoretical model. *Mastozoología Neotropical* (Argentina) 10: 217-229.
- Acosta-Jamett, G. and J.A. Simonetti. 2004. Habitat use by *Oncifelis guigna* and *Pseudalopex culpaeus* in a fragmented forest landscape in central Chile. *Biodiversity and Conservation* 13: 1135-1151.
- 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.
- Arroyo, M.T.K., P. Marquet, C. Marticorena, J.A. Simonetti, L. Cavieres, F. Squeo and R. Rozzi. 2004. Chilean winter rainfall-Valdivian forests. In: *Hotspots revisited: earths biologically richest and most endangered terrestrial ecoregions*. Edts. R.A. Mittermeier, M. Hoffmann, J. Pilgrim, T. Brooks, C.G. Mittermeier, J. Lamoreux y G.A.B. Da Fonseca. CEMEX, Mexico city, Mexico. p. 99-103.

- Bailey, L.L., T.R. Simons and K.H. Pollock. 2004. Estimating site occupancy and species detection probabilities parameters for terrestrial salamanders. *Ecological Applications* 14(3): 692-702.
- Beier, P. 1993. Determining minimum habitat areas and habitat corridors for cougars. *Conservation Biology* 7: 94–108.
- Burnham, K.P. and D.R. Anderson. 1998. Model selection and inference: a practical information-theoretic approach. Springer, New York. 353 pp.
- Carbone, C., S. Christie, K. Conforti, T. Coulson, N. Franklin, J.R. Ginsberg, M. Griffiths, J. Holden, K. Kawanishi, M. Kinnaird, R. Laidlaw, A. Lynam, D.W. Macdonald, D. Martyr, C. McDougal, L. Nath, T. O'Brien, J. Seidensticker, D.J.L. Smith, M. Sunquist, R. Tilson and W.N. Wan Shahrudin. 2001. The use of photographic rates to estimate densities of tigers and other cryptic mammals. *Animal Conservation* 4: 75–79.
- Carroll, C., W.J. Zielinski and R.F. Noss. 1999. Using presence-absence data to build and test spatial habitat models for the fisher in the Klamath Region, U.S.A. *Conservation Biology* 13(6): 1344-1459.
- CONAMA. 2008. Listado de especies clasificadas en 1º, 2º y 3º proceso. Disponible en línea en: <http://www.conama.cl/clasificacionespecies/index2.htm> (Consultado el 20/05/2009).
- Crooks, K.R. and M.E. Soulé. 1999. Mesopredator release and avifaunal extinctions in a fragmented system. *Nature* 400: 563-566.
- Crooks, K.R. 2002. Relative sensitivities of mammalian carnivores to habitat fragmentation. *Conservation Biology* 16(2): 488-502.
- DGAC (Dirección General de Aeronáutica Civil). Climas de Chile, sitio web "Dirección Meteorológica de Chile". Disponible en línea en: <http://www.meteochile.cl/climas/climas.html> (Consultado el 1/06/2009).
- Di Bitetti, M.S., A. Paviolo and C. De Angelo. 2006. Density, habitat use and activity patterns of ocelots (*Leopardus pardalis*) in the Atlantic Forest of Misiones, Argentina. *Journal of Zoology* 270: 153-163.
- Dillon, A. and M.J. Kelly. 2007. Ocelot *Leopardus pardalis* in Belize: the impact of trap spacing and distance moved on density estimates. *Oryx* 41(4): 469-477.
- DOH (Dirección de Obras Hidráulicas). 2008. Construcción y mitigación del riesgo volcánico y geológico asociados. Gobierno Regional de La Araucanía.
- Donovan, T.M. and J. Hines. 2007. Exercises in occupancy modeling and estimation. Disponible en línea en:

- <http://www.uvm.edu/envnr/vtcfwru/spreadsheets/occupancy/occupancy.htm>  
(Consultado el 3/06/2009).
- Dunstone, N., L. Durbin, I. Wyllie, R. Freer, G. Acosta, M. Mazzolli and S. Rose. 2002. Spatial organization, ranging behaviour and habitat use of the kodkod (*Oncifelis guigna*) in southern Chile. *Journal of Zoology* 257: 1-11.
- Gajardo, R. 1994. La vegetación natural de Chile: clasificación y distribución geográfica. Editorial Universitaria, Santiago, Chile. 165 pp.
- Gálvez, N. and F. Hernández. 2009. Connecting biological and socio-cultural dimensions of conservation: a strategy to engender positive attitudes towards the kodkod cat, within rural communities in Southern Chile. Disponible en línea en: [http://www.catsg.org/catsgportal/project-o-month/20\\_potm/home/index\\_en.htm](http://www.catsg.org/catsgportal/project-o-month/20_potm/home/index_en.htm) (Consultado el 15/06/2009).
- Gibbs, J.P., S. Droege and P. Eagle. 1998. Monitoring populations of plants and animals. *BioScience* 48(11): 935-940.
- Karanth, K.U. 1995. Estimating tiger *Panthera tigris* populations from camera-trap data using capture-recapture models. *Biological Conservation* 71: 333-338.
- Karanth, K.U. and J.D. Nichols. 1998. Estimation of tiger densities in India using photographic captures and recaptures. *Ecology* 79(8): 2852-2862.
- Kawanishi, K. and M.E. Sunquist. 2004. Conservation status of tigers in a primary rainforest of Peninsular Malaysia. *Biological Conservation* 120: 329-344.
- Lara, A., C. Donoso y J.C. Aravena. 1996. La conservación del bosque nativo en Chile: problemas y desafíos. En: *Ecología de los Bosques Nativos de Chile*. Edts. J.J. Armesto, C. Villagrán y M.K. Arroyo. Editorial Universitaria, Santiago, Chile. p. 335-362.
- Linkie, M., G. Chapron, D.J. Martyr, J. Holden and N. Leader-Williams. 2006. Assessing the viability of tiger subpopulations in a fragmented landscape. *Journal of Applied Ecology* 43: 576-586.
- Linkie, M., Y. Dinata, A. Nugroho and I.A. Haidir. 2007. Estimating occupancy of a data deficient mammalian species living in tropical rainforests: Sun bears in the Kerinci Seblat region, Sumatra. *Biological Conservation* 137: 20-27.
- LPT-UCT (Laboratorio de Planificación Territorial-Universidad Católica de Temuco), PUC (Pontificia Universidad Católica de Chile, Sede Villarrica, Instituto de Geografía), SAF (Servicio Aéreo Fotogramétrico), U. TRENTO (Universidad de Trento), CIREN (Centro de Información de Recursos Naturales). 2009. Proyecto Sistema de información territorial para el desarrollo económico de la Subcuenca Villarrica (SIT-SCV). Financiamiento SERCOTEC.

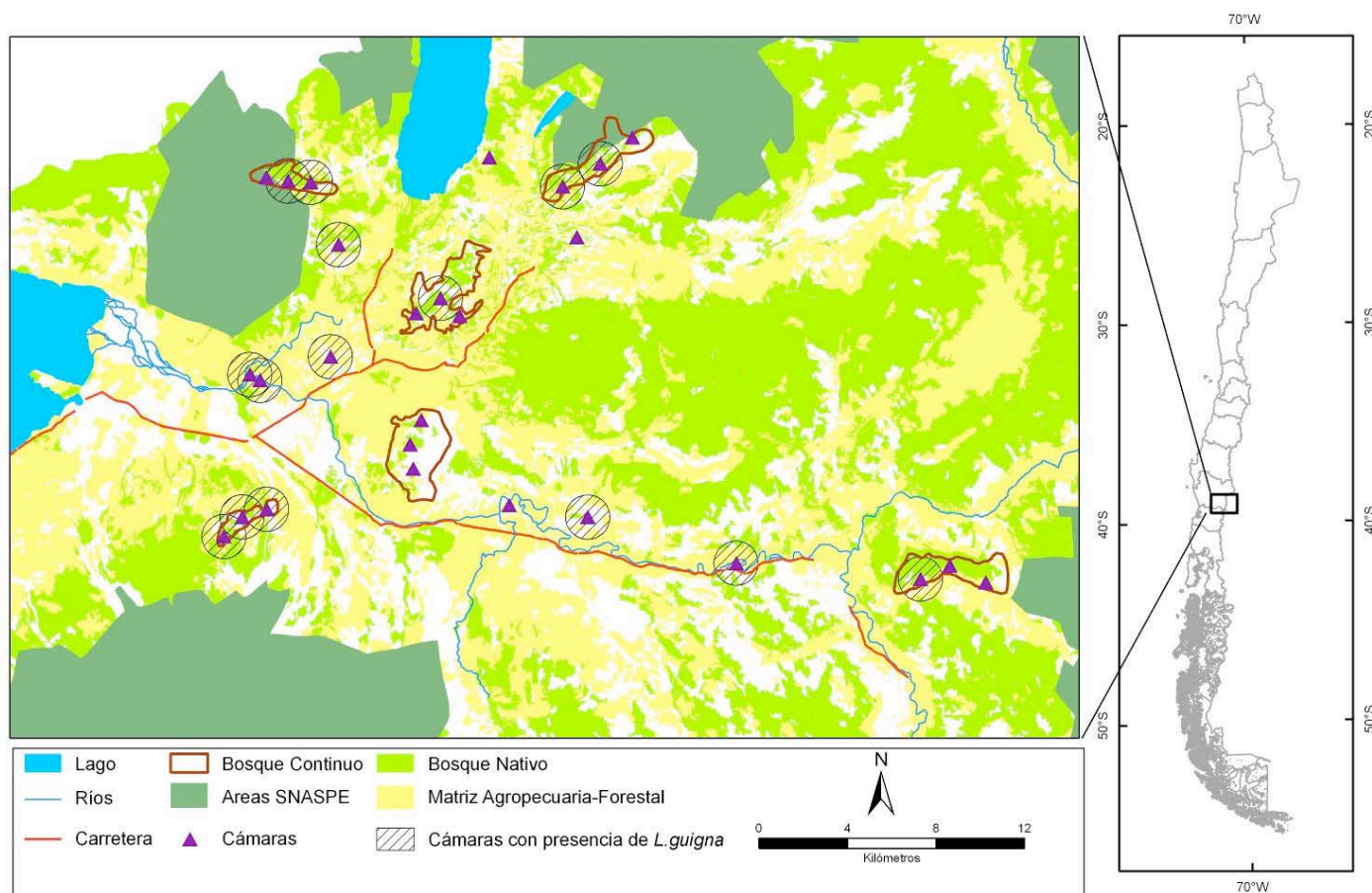
- Mackenzie, D.I., J.D. Nichols, G.B. Lachman, S. Droege, J.A. Royle and C.A. Langtimm. 2002. Estimating site occupancy rates when detection probabilities are less than one. *Ecology* 83(8): 2248-2255.
- Mackenzie, D.I., J.D. Nichols, J.E. Hines, M.G. Knutson and A.B. Franklin. 2003. Estimating site occupancy, colonization and local extinction when a species is detected imperfectly. *Ecology* 84(8): 2200-2207.
- Mackenzie, D.I. and L.L. Bailey. 2004. Assessing the Fit of Site-Occupancy Models. *Journal of Agricultural, Biological, and Environmental Statistics* 9(3): 300–318.
- Mackenzie, D.I., J.A. Royle, J.A. Brown and J.D. Nichols. 2004. Occupancy estimation and modeling for rare and elusive populations. In: *Sampling rare or elusive species*. Edts. W.L. Thompson. Island Press, Washington, DC. p. 149–172.
- Mackenzie, D.I. and J.A. Royle. 2005. Designing efficient occupancy studies: general advice and tips on allocation of survey effort. *Journal of Applied Ecology* 42: 1105-1114.
- Mackenzie, D.I., J.D. Nichols, N. Sutton, K. Kawanishi and L.L. Bailey. 2005. Improving inferences in population studies of rare species that are detected imperfectly. *Ecology* 86(5): 1101-1113.
- Mackenzie, D.I., J.A. Royle, J.D. Nichols, K.H. Pollock, L.L. Bailey and J.E. Hines. 2006. *Occupancy estimation and modeling: inferring patterns and dynamics of species occurrence*. Academic, New York, New York, USA. 324 pp.
- Maehr, D.S. and J.A. Cox. 1995. Landscape features and panthers in Florida. *Conservation Biology* 9: 1008–1019.
- Maffei, L., E. Cuéllar y A. Noss. 2002. Uso de trampas-cámara para la evaluación de mamíferos en el ecotono chaco-chiquitanía. *Revista Boliviana de Ecología* 11:55-65.
- Maffei, L., E. Cuéllar and A. Noss. 2004. One thousand jaguars in Bolivia's Chaco? Camera trapping in the Kaa-lyá National Park. *Journal of Zoology* 262: 295–304.
- Maffei, L., A.J. Noss, E. Cuéllar and D.I. Rumiz. 2005. Ocelot (*Felis pardalis*) population densities, activity, and ranging behaviour in the dry forests of eastern Bolivia: Data from camera trapping. *Journal of Tropical Ecology* 21: 349-353.
- Maffei, L. and A.J. Noss. 2008. How small is too small? Camera trap survey areas and density estimates for Ocelots in the Bolivian Chaco. *Biotropica* 40(1): 71–75.

- Noss, R.F., H.B. Quigley, M.G. Hornocker, T. Merrill and P.C. Paquet. 1996. Conservation biology and carnivore conservation in the Rocky Mountains. *Conservation Biology* 10(4): 949-963.
- Nowell, K. and P. Jackson. 1996. Wild cats: status survey and conservation action plan. International Union for Conservation of Nature and Natural Resources. Gland, Switzerland. 382 pp.
- O'Connell, A.F., N.W. Talancy, L.L. Bailey, J.R. Sauer, R. Cook and A.T. Gilbert. 2006. Estimating site occupancy and detection probability parameters for meso- and large mammals in a coastal ecosystem. *The Journal of Wildlife Management* 70(6): 1625-1633.
- Pellet, J. and B.R. Schmidt. 2005. Monitoring distributions using call surveys: estimating site occupancy, detection probabilities and inferring absence. *Biological Conservation* 123: 27–35.
- Pollock, K.H., J.D. Nichols, T.R. Simons, G.L. Farnsworth, L.L. Bailey and J.R. Sauer. 2002. Large scale wildlife monitoring studies: statistical methods for design and analysis. *Environmetrics* 13: 105-119.
- Quintana, V., J. Yáñez y M. Valdebenito. 2000. Orden Carnívora. En: Mamíferos de Chile. Edts. A. Muñoz-Pedreros y J. Yáñez. Ediciones CEA, Valdivia, Chile. p. 155-187.
- Redford, K.H. and J.F. Eisenberg. 1992. Mammals of the Neotropics, the southern cone: Chile, Argentina, Uruguay, Paraguay. Volumen 2. University of Chicago Press, Chicago, Illinois. 460 pp.
- Rojas, I. 2008. Patrón de variación de la riqueza de especies invasoras en un gradiente de tamaño, degradación y altitud de fragmentos remanentes del bosque precordillerano de la IX región de la Araucanía, Chile. Tesis de Ingeniero Forestal. Facultad de Agronomía e Ingeniería Forestal, Pontificia Universidad Católica de Chile. Santiago, Chile.
- Sanderson, J., M.E. Sunquist and J.A. Iriarte. 2002. Natural history and landscape-use of guignas (*Oncifelis guigna*) on Isla Grande de Chiloé, Chile. *Journal of Mammalogy* 83: 608–613.
- Sanderson, J.G. 2004. Camera Phototrapping Monitoring Protocol. TEAM Initiative, Center for Applied Biodiversity Science at Conservation International, Washington D.C., U.S.A. 18 pp.
- Silva-Rodríguez, E.A., G.R. Ortega-Solís and J.E. Jiménez. 2007. Human attitudes toward wild felids in a human-dominated landscape of southern Chile. *Cats News* 46: 17-19.

- Silver, S. 2004. Estimando la abundancia de jaguares mediante trampas-cámara. Wildlife Conservation Society. New York, U.S.A. 25 pp.
- Silver, S.C., L.E.T. Ostro, L.K. Marsh, L. Maffei, A.M.J. Kelly, R.B. Wallace, H. Gómez and G. Ayala. 2004. The use of camera traps for estimating jaguar *Panthera onca* abundance and density using capture/recapture analysis. *Oryx* 38: 148–154.
- Simberloff, D. 1998. Flagships, umbrellas and keystones: is single-species management passé in the landscape era? *Biological Conservation* 83: 247-257.
- Simonetti, J.A. and J.E. Mella. 1997. Park size and the conservation of Chilean mammals. *Revista Chilena de Historia Natural* 70: 213-220.
- Stauffer, H.B., C.J. Ralph and S.L. Miller. 2004. Ranking habitat for marbled murrelets: New conservation approach for species with uncertain detection. *Ecological Applications* 14(5): 1374-1383.
- Sunquist, M. and J. Sanderson. 1998. Ecology and behaviour of *O. guigna* in a highly fragmented, human-dominated landscape. *Cat News* 28: 17-18.
- Swann, D.E., C.C. Hass, D.C. Dalton and S.A. Wolf. 2004. Infrared-triggered cameras for detecting wildlife: An evaluation and review. *Wildlife Society Bulletin* 32(2): 357-365.
- Tobler, M.W., S.E. Carrillo-Percegué and G. Powell. 2009. Habitat use, activity patterns and use of mineral licks by five species of ungulate in south-eastern Peru. *Journal of Tropical Ecology* 25: 261-270.
- Trolle, M. and M. Kéry. 2003. Estimation of ocelot density in the pantanal using capture-recapture analysis of camera-trapping data. *Journal of Mammalogy* 84(2): 607–614.
- UICN. 2008. IUCN Red List of Threatened Species. Disponible en línea en: <http://www.iucnredlist.org> (Consultado el 15/05/2009).
- Wallace, R.B., H. Gómez, G. Ayala and F. Espinoza. 2003. Camera trapping for jaguar (*Panthera onca*) in the Tuichi Valley. Bolivia. *Mastozoología Neotropical (Argentina)* 10: 133-139.
- Yoccoz, N.G., J.D. Nichols and Thierry Boulinier. 2001. Monitoring of biological diversity in space and time. *Trends in Ecology & Evolution* 16(8): 446-453.
- Zielinski, W.J. and H.B. Stauffer. 1996. Monitoring *Martes* populations in California: Survey design and power analysis. *Ecological Applications* 6(4): 1254-1267.

Zorondo-Rodríguez, F. 2005. Conservación de carnívoros en Chile central: el factor social. Tesis de Biólogo con mención en Medio Ambiente. Facultad de Ciencias, Universidad de Chile. Santiago, Chile.

## Cuadros y figuras



**Figura 1.** Mapa del área de estudio en la zona andina de La Araucanía (39°15'S, 71°48'O). Se muestran los sitios de cámaras trampa en bosque continuo y fragmentos insertos en la matriz agropecuaria.



**Figura 2.** Equipos de detección activa en terreno. Se observan la cámara trampa (superior), emisor (izquierda), receptor (derecha) y cebo olfativo (sobre emisor).



**Figura 3.** Fotografías de *Leopardus guigna* obtenidas en sitios de cámara trampa de bosque continuo y fragmento

**Cuadro 1.** Características generales y esfuerzo de muestreo en las áreas de bosque en estudio

|   | <b>Bosque continuo</b>                     | <b>Fragmento</b>                             |
|---|--|--|
| Nº réplicas                               | 6  | 9  |
| Superficie (ha)                           | > 200                                      | < 40   |
| Rango altitudinal (m)                     | 386 – 900                                  | 269-614                                      |
| Características habitat                   | Bosques maduros con<br>escasa intervención | Bosques secundarios con<br>alta intervención |
| Período total muestreo                    | Enero 2008 - Marzo 2009                    | Febrero 2008 - Marzo 2009                    |
| Nº estaciones muestreo                    | 18   | 9  |
| Esfuerzo muestreo total (trampas-día)     | 4.716                                      | 1.686  |
| Nº registros (total)                      | 25   | 22   |
| Esfuerzo muestreo p'08/v'09 (trampas-día) | 1.800                                      | 685  |
| Nº registros (p'08/v'09)                  | 7  | 6  |

**Cuadro 2.** Probabilidades de ocupación (*psi*) y detección (*p*) estimadas para *Leopardus guigna*, de los modelos según ranking AIC, para todos los sitios (BC+F), bosque continuo (BC) y fragmento (F).

| Hábitat | I.D. | Modelo                           | delta AIC | AIC wgt | K | Naive est | psi (±1E.E.)    | p      | Precisión modelo |
|---------|------|----------------------------------|-----------|---------|---|-----------|-----------------|--------|------------------|
| BC + F  | 1.1  | psi(dist río),p(.)               | 0.00      | 0.2168  | 3 | 0.32      | 0.4803 (0.052)  | 0.1289 | 10.83            |
|         | 1.2  | psi(uso suelo),p(.)              | 1.41      | 0.1071  | 3 | 0.32      | 0.446 (0.041)   | 0.1357 | 9.19             |
|         | 1.3  | psi(.),p(uso suelo)              | 1.76      | 0.0899  | 3 | 0.32      | 0.5752 (0.2460) | 0.105  | 42.77            |
|         | 1.4  | psi(.),p(.)                      | 1.83      | 0.0869  | 2 | 0.32      | 0.4700 (0.1697) | 0.1317 | 36.11            |
|         | 1.5  | psi(.),p(dist río)               | 1.83      | 0.0869  | 3 | 0.32      | 0.5815 (0.2072) | 0.106  | 35.63            |
|         | 1.6  | psi(dens caminos),p(.)           | 2.64      | 0.0579  | 3 | 0.32      | 0.460 (0.030)   | 0.1328 | 6.52             |
|         | 1.7  | psi(dens humana),p(.)            | 2.79      | 0.0537  | 3 | 0.32      | 0.467 (0.029)   | 0.1311 | 6.21             |
|         | 1.8  | psi(.),p(habitat)                | 3.21      | 0.0436  | 3 | 0.32      | 0.4875 (0.1803) | 0.127  | 36.98            |
|         | 1.9  | psi(.),p(altitud)                | 3.60      | 0.0358  | 3 | 0.32      | 0.4825 (0.1782) | 0.127  | 36.93            |
|         | 1.10 | psi(dist carretera),p(.)         | 3.62      | 0.0355  | 3 | 0.32      | 0.469 (0.015)   | 0.1313 | 3.20             |
|         | 1.11 | psi(habitat),p(.)                | 3.73      | 0.0336  | 3 | 0.32      | 0.476 (0.009)   | 0.1308 | 1.89             |
|         | 1.12 | psi(altitud),p(.)                | 3.75      | 0.0333  | 3 | 0.32      | 0.472 (0.008)   | 0.1315 | 1.69             |
|         | 1.13 | psi(.),p(dist carretera)         | 3.76      | 0.0331  | 3 | 0.32      | 0.4707 (0.1668) | 0.133  | 35.44            |
|         | 1.14 | psi(.),p(dens caminos)           | 3.82      | 0.0321  | 3 | 0.32      | 0.4765 (0.1805) | 0.129  | 37.88            |
| BC      | 2.1  | psi(.),p(.)                      | 0.00      | 0.2254  | 2 | 0.3125    | 0.5253 (0.2847) | 0.0977 | 54.20            |
|         | 2.2  | psi(.),p(dist río)               | 0.69      | 0.1597  | 3 | 0.3125    | 0.6414 (0.3279) | 0.079  | 51.12            |
|         | 2.3  | psi(.),p(dens caminos)           | 0.85      | 0.1474  | 3 | 0.3125    | 0.5696 (0.2883) | 0.092  | 50.61            |
|         | 2.4  | psi(dens caminos),p(.)           | 1.35      | 0.1148  | 3 | 0.3125    | 0.530 (0.041)   | 0.0964 | 7.74             |
|         | 2.5  | psi(.),p(altitud)                | 1.77      | 0.0930  | 3 | 0.3125    | 0.5262 (0.2793) | 0.100  | 53.08            |
|         | 2.6  | psi(altitud),p(.)                | 1.78      | 0.0926  | 3 | 0.3125    | 0.548 (0.027)   | 0.0942 | 4.93             |
|         | 2.7  | psi(dist carretera),p(.)         | 1.98      | 0.0838  | 3 | 0.3125    | 0.526 (0.008)   | 0.0976 | 1.52             |
|         | 2.8  | psi(.),p(dist carretera)         | 1.99      | 0.0833  | 3 | 0.3125    | 0.5219 (0.2847) | 0.099  | 54.55            |
| F       | 3.1  | psi(dens caminos),p(.)           | 0.00      | 0.2320  | 3 | 0.3333    | 0.400 (0.109)   | 0.1954 | 27.25            |
|         | 3.2  | psi(área),p(.)                   | 0.32      | 0.1977  | 3 | 0.3333    | 0.407 (0.112)   | 0.1880 | 27.52            |
|         | 3.3  | psi(uso suelo),p(.)              | 0.59      | 0.1727  | 3 | 0.3333    | 0.427 (0.115)   | 0.1790 | 26.93            |
|         | 3.4  | psi(.),p(.)                      | 1.50      | 0.1096  | 2 | 0.3333    | 0.4533 (0.2418) | 0.1748 | 53.34            |
|         | 3.5  | psi(dist río),p(.)               | 2.11      | 0.0808  | 3 | 0.3333    | 0.472 (0.080)   | 0.1707 | 16.95            |
|         | 3.6  | psi(altitud),p(.)                | 2.61      | 0.0629  | 3 | 0.3333    | 0.445 (0.061)   | 0.1781 | 13.71            |
|         | 3.7  | psi(.),p(éxito captura roedores) | 2.63      | 0.0623  | 3 | 0.3333    | 0.5120 (0.2622) | 0.160  | 51.21            |
|         | 3.8  | psi(.),p(dens caminos)           | 3.44      | 0.0415  | 3 | 0.3333    | 0.6193 (0.6563) | 0.122  | 105.97           |
|         | 3.9  | psi(.),p(altitud)                | 3.49      | 0.0405  | 3 | 0.3333    | 0.4354 (0.2709) | 0.187  | 62.22            |

psi: proporción de sitios ocupados/probabilidad de ocupación en un sitio; p: probabilidad de detección de la especie si está presente; delta AIC: modelos rankeados según el mayor peso AIC (AIC wgt); K: número de parámetros en el modelo; naive estimate: sitios ocupados/total sitios; (.) se refiere a los modelos constantes.