UNIVERSIDAD DE CHILE

Facultad De Ciencias Forestales y de la Conservación de la Naturaleza

Magíster en Áreas Silvestres y Conservación de la Naturaleza

PROYECTO DE GRADO

EFECTO DE LA COSECHA FORESTAL EN LA ACTIVIDAD DE LOS CARNÍVOROS EN UN MOSAICO DE PLANTACIONES DE PINO Y DE BOSQUES NATIVOS EN LAS REGIONES DEL MAULE Y BIO-BIO, CHILE

Proyecto de grado presentado como parte de los requisitos para optar al grado de Magíster en Áreas Silvestres y Conservación de la Naturaleza.

SANDRA PATRICIA ESCUDERO PÁEZ

Bióloga

Santiago, Chile

2015

Tesis para optar al grado de Magíster en Áreas Silvestres y Conservación de la Naturaleza

Profesor Guía

Nombre: Cristián Fernando Estades Marfán

Nota: 7.0

Firma:_____

Profesor(a) Consejero(a)

Nombre: Jaime Hernández

Nota: 6.7

Firma _____

Profesor(a) Consejero(a)

Nombre: Pedro Cattan

Nota: 7.0

Firma _____

Agradecimientos

Quisiera agradecer a Cristián Estades por la oportunidad que me dio de hacer parte de su equipo de trabajo y por todo su apoyo, orientación y consejos durante el desarrollo de este trabajo.

También quisiera agradecer a todo el equipo del Laboratorio de Ecología de Vida Silvestre (LEVS) de la Universidad de Chile por toda la ayuda y porque sin ellos este trabajo no hubiera sido el mismo.

Agradezco a CONICYT por el apoyo financiero para el desarrollo de esta investigación a través de los fondos FONDECYT, en este caso del proyecto “Population spillover and the effect of plantation clearcutting on adjacent native forests” del cual hace parte mi trabajo.

Por supuesto que de no ser por mi familia y por su apoyo no hubiera logrado cumplir mi deseo de seguir explorando el mundo y de aprender más sobre los temas que me apasionan. Especialmente quiero agradecer a mi esposo Esteban Botero por todos sus aportes, su apoyo y por creer siempre en mi.

ÍNDICE

LISTA DE FIGURAS……..1

LISTA DE TABLAS ……2

CÓDIGOS……4

RESUMEN……...5

ABSTRACT…… 6

INTRUDUCCIÓN……7

Objetivo general……11

Objetivos específicos……...11

Hipótesis……11

Predicciones……..11

MATERIALES Y MÉTODOS……12

Área de estudio……..12

Diseño de muestreo……..14

Metodología detección de carnívoros……..15

Análisis estadístico……16

RESULTADOS……18

DISCUSIÓN ……31

CONCLUSIONES……35

BIBLIOGRAFÍA……36

Lista de figuras

Figura 1. Áreas de estudio en las regiones del Maule y Bío-Bío, en Chile. Las estrellas representan los sitios de muestreo en cada una de las regiones.

Figura 2. Representación gráfica de la disposición de las parcelas de muestreo dentro de las plantaciones de pino adulto y bosque nativo. Ejemplo predio “Matanza segura”.

Figura 3. Índice de actividad de carnívoros toral por hábitat. FRP= Fragmento rodeado de pino, FRT=Fragmento rodeado de tala, PA= Pino alto, PC= Pino cosechado.

Figura 4. Índice de actividad de *Leopardus guigna* por hábitat. FRP= Fragmento rodeado de pino, FRT=Fragmento rodeado de tala, PA= Pino alto, PC= Pino cosechado.

Figura 5. Índice de actividad de *Conepatus chinga* por hábitat. FRP= Fragmento rodeado de pino, FRT=Fragmento rodeado de tala, PA= Pino alto, PC= Pino cosechado.

Figura 6. Índice de actividad de *Pseudalopex culpaeus* por hábitat. FRP= Fragmento rodeado de pino, FRT=Fragmento rodeado de tala, PA= Pino alto, PC= Pino cosechado.

Figura 7. Índice de actividad de *Canis lupus familiaris* por hábitat. FRP= Fragmento rodeado de pino, FRT=Fragmento rodeado de tala, PA= Pino alto, PC= Pino cosechado.

Figura 8. Índice de actividad de *Felis silvestres catus* por hábitat. FRP= Fragmento rodeado de pino, FRT=Fragmento rodeado de tala, PA= Pino alto, PC= Pino cosechado.

Figura 9. Índice de actividad de *Puma concolor* por hábitat. FRP= Fragmento rodeado de pino, FRT=Fragmento rodeado de tala, PA= Pino alto, PC= Pino cosechado.

Figura 10. Gráfico de la variación del Ln índice de actividad de carnívoros en función de la distancia a poblados (en Km).

Figura 11. Gráfico de la variación del Ln índice de actividad de guiña (*Leopardus guigna*) en función de la biomasa vegetal.

Lista de tablas

Tabla 1. Estructura de los modelos evaluados para explicar la variación en la actividad de carnívoros en función de las variables explicativas empleadas. “Índice” representa el índice de actividad de los carnívoros registrados en el estudio. AICc: valor del criterio de información de Akaike corregido por tamaño de muestras; ΔAICc: diferencia entre el AICc de cada modelo y el AICc del modelo escogido; Wi: peso de cada modelo según el AICc.

Tabla 2. Estructura los modelos evaluados para explicar la variación en la actividad de los carnívoros en función de las variables explicativas empleadas. “Índice” representa el índice de actividad de las especies silvestres de carnívoros registrados en el estudio.

Tabla 3. Estructura de los modelos evaluados para explicar la variación en la actividad de los carnívoros en función de las variables explicativas empleadas. “Índice” representa el índice de actividad de las especies domésticas de carnívoros registrados en el estudio.

Tabla 4. Estructura de los modelos evaluados para explicar la variación en la actividad de los carnívoros en función de las variables explicativas empleadas. “Índice” representa el índice de actividad de guiña (*Leopardus guigna*) en el área de estudio.

Tabla 5. Estructura de los modelos evaluados para explicar la variación en la actividad de los carnívoros en función de las variables explicativas empleadas. “Índice” representa el índice de actividad de chingue *(Conepatus chinga)* en el área de estudio.

Tabla 6. Estructura de los modelos evaluados para explicar la variación en la actividad de los carnívoros en función de las variables explicativas empleadas. “Índice” representa el índice de actividad de zorro *(Pseudalopex culpaeus)* en el área de estudio.

Tabla 7. Estructura de los modelos evaluados para explicar la variación en la actividad de los carnívoros en función de las variables explicativas empleadas. “Índice” representa el índice de actividad de puma (*Puma concolor*) en el área de estudio.

Tabla 8. Estructura de los modelos evaluados para explicar la variación en la actividad de los carnívoros en función de las variables explicativas empleadas. “Índice” representa el índice de actividad de perro (*Canis lupus familiaris*) en el área de estudio.

Tabla 9. Estructura de los modelos evaluados para explicar la variación en la actividad de los carnívoros en función de las variables explicativas empleadas. “Índice” representa el índice de actividad de perro (*Felis silvestris catus*) en el área de estudio.

Códigos

FRP: Fragmento rodeado de pino

FRT: Fragmento rodeado de tala

PA: Pino adulto

PC: Pino cosechado

AIC: Criterio de información de Akaike

GML: Modelos lineales generalizados

Resumen

El entendimiento de la respuesta de la fauna silvestre a la cosecha de plantaciones forestales es clave para implementar estrategias de manejo que representen un beneficio para la conservación de la biodiversidad dentro de estos sistemas productivos. En este trabajo se evaluó el efecto de la cosecha forestal sobre la actividad de los carnívoros en un mosaico de plantaciones de pino y remanentes de bosque nativo adyacentes en las regiones del Maule y Bio-Bio, Chile. Se comparó la actividad de carnívoros en el bosque nativo y en plantaciones de pino antes y después de su cosecha mediante un índice de actividad (índice de actividad =número de registros/número de noches) en los cuatro hábitats resultantes: fragmento rodeado de pino (FRP), fragmento rodeado de tala (FRT), pino adulto (PA) y pino cosechado (PC). Adicionalmente, se evaluó el posible efecto de otras variables sobre la actividad de los carnívoros, entre estas la ubicación geográfica de los registros, la biomasa vegetal en las áreas muestreadas y la distancia de estas áreas al poblado más cercano. No se evidenció una diferencia clara de la actividad de los carnívoros entre los hábitats, aunque cada una de las especies mostró una respuesta particular. Se observó una mayor actividad de la guiña (*Leopardus guigna*) en los hábitats con vegetación arbustiva (FRP, FRT y PA), aumentando principalmente en áreas con mayor biomasa vegetal (t=-2.35, P=0.02). El zorro culpeo (*Pseudalopex culpaeus*) respondió positivamente a la tala rasa de las plantaciones (PC), observándose una tendencia al aumento de su actividad en este tipo de hábitat (t =3.34 , P< 0.0001). El puma (*Puma concolor*) fue registrado en PA y la variación en su actividad fue marginalmente significativa con respecto al hábitat (t=1.83, P=0.06). Las especies domésticas, perro (*Canis lupus familiaris*; t=-1.63, P=0.11) y gato (*Felis silvestris catus*; t=-1.54, P=0.13) no respondieron a las variables explicativas usadas en el estudio. Ninguna de las variables resultó afectar la actividad en el caso del chingue (*Conepatus chinga*). El empaquetamiento de los carnívoros en los remanentes de bosque no fue evidenciado, sin embargo se determinaron algunas variables a las cuales respondieron, especialmente al incremento en su actividad con la cercanía a centros poblados.

Palabras claves: plantaciones de pino, actividad de carnívoros, empaquetamiento, bosques nativos, cosecha forestal.

Abstract

Information on how wildlife is affected by pine plantation clear-cutting is essential for designing management strategies to promote biodiversity conservation in these productive systems. This study assessed the effect of plantation clear-cutting on the presence and activity patterns of carnivore species in a mosaic of pine plantations and native forest remnants in the Maule and Bio-Bio Regions, south-central Chile. Activity patterns in forest remnants and pine plantations were compared before and after pine harvesting by using an activity index (number of records/number of nights) in the four resulting habitats: forest fragments surrounded by pine plantations (FRP); forest fragments surrounded by harvested pine (FRT); pine plantations (PA); and harvested pine (PC). In order to discard the effect of other factors on generating the activity patterns observed, I assessed the effects of other potentially influential variables, including the geographical location of all study sites, the distance between each site and the nearest human settlement and an estimation of the foliage density at each site. When all specie's records were pooled and used for activity estimation, activity indexes did not differ between habitats; however, differential responses where observed when analyzing each species separately. Kodkod (*Leopardus guigna*) activity increased in areas with greater foliage density (t=-2.35, P=0.02), while culpeo fox (*Pseudalopex culpaeus*) activity exhibited a positive association with clear-cutted areas (harvested pine; t =3.34 , P <0.0001). The puma (*Puma concolor*) was recorded in pine plantation and its activity seemed to be marginally higher than in other habitats (t=1.83, P=0.06). Domestic species, like dog (*Canis lupus familiaris*; t=-1.63, P=0.11) and cat (*Felis silvestris catus*; t=-1.54, P= 0.13) showed no response to any of the explanatory variables used. Moreover, none of the variables explained the observed variation in the activity of Molina´s Hog-Nosed Skunk (*Conepatus chinga*). Despite finding that carnivore activity seemed to increase when study sites were closer to human settlements, neither the pooled analyses nor the specific tests evidenced that pine plantations had an overcrowding effect on this group, at least in the short term. Therefore, further studies should focus on testing overcrowding effects on carnivores at different times after clear-cutting, including a long-term assessment.

Key words: pine plantations, carnivore activity, overcrowding, native forest, clear-cutting.

Introducción

El reemplazo de la vegetación nativa por plantaciones de árboles exóticos es una de las principales actividades que conllevan a la transformación del paisaje, constituyéndose como una importante causa de pérdida de diversidad biológica a nivel mundial (Bustamante & Simonetti 2005). Actualmente las plantaciones forestales cubren grandes extensiones de la superficie de la tierra y su objetivo principal es la producción de madera y fibra (Lindenmayer & Hobbs 2004). La escala industrial de muchas plantaciones, su disposición en monocultivos y principalmente su establecimiento en áreas previamente cubiertas por bosques nativos pone en cuestionamiento si en realidad las plantaciones forestales son compatibles con objetivos de conservación.

Si bien las directrices sugeridas para implementar estrategias de manejo sostenible en plantaciones forestales no siempre representan en su totalidad un beneficio para la conservación de la biodiversidad, está surgiendo una tendencia creciente en la implementación de algunas de estas medidas por parte de los administradores de estos sistemas productivos (Brockerhoff et al. 2008). Existen varios factores que influencian el modo en el cual las plantaciones forestales pueden contribuir a la conservación de la vida silvestre. Las variables a nivel local como la densidad de la plantación, la cobertura de sotobosque, entre otras, son conocidas por tener un fuerte efecto en la calidad de las plantaciones como hábitat para la fauna silvestre (Hartley 2002, Lindenmayer & Hobbs 2004, Tomasevic & Estades 2008, Ramírez & Simonetti 2011).

Existe evidencia que sugiere que los atributos de las plantaciones a nivel de paisaje tienen un efecto significativo en la conservación de la biodiversidad en estos bosques intensamente manejados (Hayes et al. 2005). Este es el caso del tamaño y configuración espacial de las áreas de cosecha (Gustafson & Crow 1994), cuyos impactos sobre la biota son diversos (Estades 2001, Hartley 2002, Henríquez et al. 2009). Por ejemplo, los potenciales efectos de la cosecha o tala rasa incluyen desde la erosión del suelo (Iroumé et al. 2006), la alteración del ciclo de nutrientes, la degradación del hábitat de la fauna silvestre (Mannan & Meslow 1984), la facilitación para la aparición de especies invasoras (Bustamante & Simonetti 2005), entre otros. Así mismo, existe evidencia que sugiere que el tamaño promedio de las áreas de cosecha en un paisaje dominado por plantaciones de pino, pueden afectar la abundancia, diversidad y distribución de aves y mamíferos en los

bosques adyacentes a dichas plantaciones (Lindenmayer & Hobbs 2007). Otro de los impactos a escala del paisaje sobre la fauna silvestre debido a la cosecha es la influencia de la vegetación nativa adyacente. En la mayoría de las plantaciones forestales se encuentran remanentes de vegetación nativa, sin embargo, se conoce muy poco sobre la forma en la cual la cosecha de las plantaciones afecta la composición, estructura y función de las comunidades presentes en los bosques nativos colindantes (Lindenmayer et al. 2009).

En Chile, la mayoría de la industria forestal está basada en plantaciones de *Pinus radiata* las que cubren alrededor de 1,5 millones de hectáreas en el país (INFOR 2007). Siguiendo la tendencia mundial, la mayoría de las plantaciones en el país (95,7%, 1,8 millones de hectáreas en 2005) son certificadas bajo sistemas que incluyen explícitamente estándares para la conservación de la biodiversidad (Bernaldo de Quirós 2005). Junto a estas plantaciones existen miles de hectáreas de bosque nativo, en su mayoría como remanentes dispuestos de forma dispersa y en franjas.

En el país, varias compañías madereras como Arauco, Masisa, Mininco son propietarias de miles de hectáreas de bosque, algunos de los cuales tienen un alto valor de conservación. La política de algunas compañías es la de proteger formalmente los remanentes de bosque dentro de sus predios. Esto no sólo implica que tales lugares no van a ser talados en el futuro, sino que adicionalmente se están desarrollando programas específicos de conservación, como el control de daño durante las operaciones de cosecha de las plantaciones, el control de cacería, entre otros (Arauco 2012). A pesar de estas medidas, es de esperarse que durante la cosecha de las plantaciones, aquellos individuos que no mueren a causa de la misma, pierdan todo o parte de su hábitat y por ende deban reubicarse. Existe evidencia de que las plantaciones de pino en el sur de Chile central albergan un número significativo de especies animales de bosques, algunas de los cuales pueden estar presentes en densidades relativamente altas (Estades & Temple 1999, Estades & Escobar 2005, Ramírez & Simonetti 2011). En consecuencia, después de la cosecha, hay un número potencialmente alto de animales desalojados que podrían buscar allí un lugar para restablecerse.

Los animales que huyen tras la cosecha en plantaciones forestales tienden a moverse hacia los parches de hábitat adecuados más cercanos (Lindenmayer et al. 2009). Esta

tendencia se ha observado por ejemplo en el ratón de patas blancas *Peromyscus leucopus* que se mueve desde las áreas de cosecha hacia los bosques en pie más cercanos (Linzey 1989, Burns & Gear 2008); el mismo patrón ha sido observado en la liebre americana *Lepus americanus* en Canadá (Ferron et al. 1998). En el caso de las aves, se ha observado que éstas se desplazan desde sus territorios reproductivos después de la explotación maderera (Betts et al. 2006, Bierregaard & Lovejoy 1989, Hagan et al. 1996, Warkentin et al. 2003). Para insectos se ha observado que cuando las áreas remanentes en pie son relativamente escasas en el paisaje, la reubicación de los animales desplazados puede llevar temporalmente a una alta concentración de individuos (Grez et al. 2004). Bierregaard & Lovejoy (1989) encontraron que, justo después de la tala de una amplia extensión de bosque en la amazonia, las densidades de aves residentes incrementaban rápidamente en los remanentes boscosos adyacentes. Patrones similares han sido registrados en paisajes forestales en Canadá (Darveau et al. 1995, Warkentin et al. 2003).

La duración de este “empaquetamiento poblacional” ha mostrado una gran variación entre los diferentes casos estudiados. Darveau et al. (1995) observaron que las densidades de las aves en los bosques aumentaban un año después de la cosecha, declinando en los dos años siguientes de su estudio. Schmiegelow et al. (1997) registraron un efecto de hacinamiento luego de dos años, mientras que Lindenmayer et al. (2009) no encontraron ningún efecto del tiempo desde la cosecha de las plantaciones de pino en el número de especies en los fragmentos de bosque de Eucalipto en Australia.

El hacinamiento de individuos en un área boscosa después de la cosecha de una porción de ésta puede tener efectos negativos en las poblaciones producto de la competencia por los recursos limitados (Metcalf et al. 2007, Hagan et al. 1996). Tanto los animales que escapan de las zonas perturbadas hacia los territorios de sus co-específicos en las áreas no perturbadas (Fort & Otter 2004) como los residentes podrían ser afectados por el hacinamiento (Burns 2005). El mismo proceso que puede llevar al incremento en la densidad de la población de una especie en un parche de bosque después de la cosecha de una plantación, puede también llevar a un empaquetamiento de otros competidores y depredadores, ejerciendo una presión ecológica adicional (Santos & Telleria 1992, Keyser et al. 1998).

Si bien se presume que el empaquetamiento es un patrón que debiera observarse en distintas especies independiente de su nivel trófico, el efecto que puede tener este empaquetamiento sobre las poblaciones de carnívoros presentes en las plantaciones forestales y en los remanentes de bosque adyacentes es un fenómeno poco documentado. Se sabe que los mamíferos carnívoros son particularmente vulnerables a la transformación del paisaje y la fragmentación de su hábitat debido a sus amplios rangos de acción, a sus bajas densidades y persecución por los humanos (Riley et al. 2003, Carbone et al. 2007).

En una revisión de varios estudios sobre el efecto de la complejidad de la estructura vegetal sobre distintas especies de mamíferos, Ramírez & Simonetti (2011) encontraron que los bosques nativos albergan mayor riqueza y abundancia de especies en comparación con plantaciones de pino; sin embargo, destacan el hecho que en varios casos, en las plantaciones con diferente complejidad estructural se obtuvieron más registros de mamíferos que en los bosques naturales. Por lo tanto, es esperable que al cosecharse las plantaciones de pino, muchos carnívoros se vean forzados a relocalizarse, concentrándose, muy probablemente, en los remanentes de bosque nativo.

Este estudio es un primer esfuerzo por documentar la presencia de empaquetamiento ecológico en mamíferos carnívoros. Así, se pretende determinar los cambios en la actividad de los carnívoros después de la cosecha de plantaciones de pino en Chile central, como una medida indirecta de lo que ocurriría con las poblaciones de carnívoros después de que este tipo de perturbación se lleve a cabo. Adicionalmente se pretende observar si la respuesta ocurre en el corto plazo, como se ha encontrado en varios trabajos (Bierregaard & Lovejoy 1989, Darveau et al. 1995, Hagan et al. 1996, Schmiegelow et al. 1997, Burns & Gear 2008). El trabajo hace parte de un proyecto de mayor proporción que espera generar, con este tipo de información, estrategias que ayuden a las compañías madereras a reformular sus lineamientos de conservación de los bosques nativos localizados dentro de las plantaciones de pino con respecto al tamaño de cosecha.

Objetivo general

Evaluar el efecto de la cosecha forestal sobre la actividad de los carnívoros en un mosaico de plantaciones de pino y remanentes de bosque nativo adyacentes en las regiones del Maule y Bio-Bio.

Objetivos específicos

Comparar la actividad de carnívoros en los remanentes de bosque nativo y en plantaciones de pino antes y después de la cosecha forestal.

Comparar la actividad de cada una de las especies de carnívoros registradas en los diferentes hábitats evaluados (fragmentos rodeados de bosque, fragmentos rodeados de pino, pino adulto y pino cosechado).

Hipótesis

La cosecha forestal en mosaicos de bosque nativo y plantaciones de pino genera una agregación de las especies de carnívoros en las zonas con vegetación en pie más cercanas, desencadenando un incremento en su actividad y un cambio en la composición de las especies presentes previo a la perturbación.

Predicciones

1. Se espera que la actividad de los carnívoros, basada en el número de registros por noche de muestreo en cada localidad, aumente en los remanentes de bosque nativo con posterioridad a la cosecha forestal en las plantaciones de pino aledañas.

2. Se espera que después de la cosecha de las plantaciones de pino predominen las especies generalistas sobre las especialistas en los remanentes de bosque nativo.

3. Se espera que la actividad de los carnívoros disminuya en las zonas cosechadas debido a la perdida parcial o total de su hábitat producto de dicha perturbación.

Materiales y métodos

Área de estudio

El estudio se realizó en las regiones del Maule y Bio-Bio en Chile, en predios de las cuatro compañías madereras más grandes del país: Arauco, Celco, Masisa y Mininco. Las zonas de muestreo en la región del Bío-Bío se localizaron en las comunas de Cobquecura (predios “El Tollo”, “Guanaco” y “Luga”) y Quirihue (predio “Chipre”), mientras que en la región del Maule estuvieron ubicadas en las comunas de Constitución (predios “San Pedro y las Cañas 1”, “San Pedro y las Cañas 2”, “San Pedro y las Cañas 6”), Cauquenes (predio “Matanza segura”) y Pelluhue (Tregualemu 1 y Tregualemu 2 ; Figura 1).

La región del Maule se caracteriza por tener un clima templado cálido con una precipitación media anual de 708 mm (Santibáñez & Uribe 1993). La vegetación nativa según Gajardo (1994) corresponde al Bosque Caducifolio Maulino, marcada por la presencia de renovales de *Nothofagus glauca* y plantaciones de *Pinus radiata*, aunque también existen sectores plantados con *Eucalyptus globulus*.

Por su parte, la región del Bío-Bío presenta una transición entre los climas templado cálido de la zona central de Chile y templado lluvioso al sur del río Bío Bío. En la franja costanera y en los sectores altos y laderas occidentales de la Cordillera de la Costa se presenta un clima templado húmedo, con una humedad constante con precipitaciones que fluctúan entre 1.200 mm y 2.000 mm anuales (Santibáñez & Uribe 1993). La vegetación de la región del Bio-Bio corresponde al Bosque Caducifolio Mediterráneo Costero dominado por *Nothofagus glauca*. Los bosques y matorrales esclerófilos que se presentan constituyen la fase de sustitución producto de la intervención antrópica. En algunas situaciones de perturbación la vegetación está totalmente transformada, formando ruderales asociados a las plantaciones de *Pinus radiata* (Luebert & Pliscoff 2006).

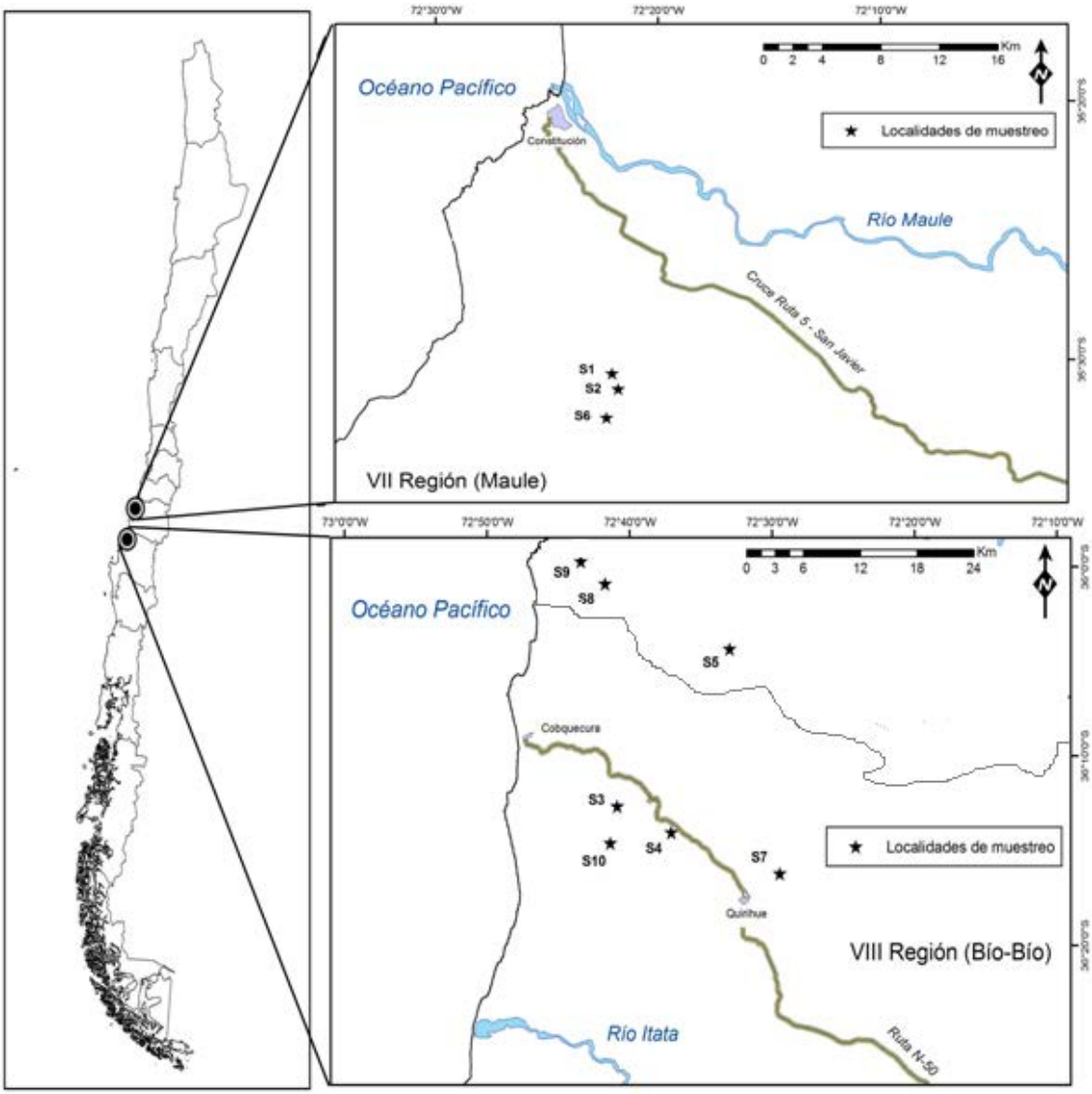


Figura 1. Áreas de estudio en las regiones del Maule y Bío-Bío, en Chile. Las estrellas representan los sitios de muestreo en cada una de las regiones. S1= Sitio 1, S2= Sitio 2, S3=Sitio 3, S4= Sitio 4, S5= Sitio 5, S6=Sitio 6, S7=Sitio 7, S8=Sitio 8, S9=Sitio 9 y S10=Sitio 10.

Diseño del muestreo

El estudio se llevó a cabo en la cordillera de la costa y cerca de la depresión intermedia en un paisaje dominado por plantaciones de pino acompañadas de remanentes de bosque nativo en (Figura 1). El muestreo se desarrolló durante el periodo de enero de 2013 a enero de 2014.

La selección de los sitios de muestreo se realizó mediante el uso de un sistema de información geográfica (SIG) y la información proporcionada por las compañías madereras sobre los planes de cosecha dentro sus predios. Inicialmente, se seleccionaron siete fragmentos de bosque nativo adyacentes a plantaciones de pino con el fin de comparar la actividad de los carnívoros antes y después de la cosecha. De estos siete predios, dos permanecerían sin ser cosechados para ser utilizados como control. Sin embargo, cambios imprevistos en los planes de una de las empresas impidieron la cosecha de tres plantaciones que formaban parte del estudio, imposibilitando la comparación de la actividad de los carnívoros antes y después de la cosecha. Por tal motivo, todos los predios no cosechados fueron usados como representantes de la situación previa a la tala: fragmentos rodeados de pino y plantaciones de pino adulto (S1, S2 y S6 en Figura 1). Tres predios adicionales cosechados en el 2013 debieron ser incluidos para poder estudiar la actividad de carnívoros en la situación posterior a la tala: fragmentos rodeados de tala y la tala rasa en sí misma (S8, S9 y S10 en Figura 1).

La primera parte del muestreo se llevó a cabo en los bosques nativos (Fragmento rodeado de pino) y en las plantaciones de pino (Pino adulto) antes de la cosecha, en los meses de enero, febrero, abril, y junio-agosto de 2014. La segunda parte, posterior a la cosecha, se llevó a cabo en los bosques nativos rodeados de tala (Fragmento rodeado de tala) y en las plantaciones taladas (Pino cosechado), entre los meses de noviembre y diciembre de 2013 y enero y febrero de 2014.

De los diez sitios muestreados a lo largo del estudio (San Pedro y Las cañas 1, San Pedro y las cañas 2, El Tollo, Guanaco, Matanza Segura, San Pedro y las cañas 6, Trehualemu 1, Trehualemu 2 y Luga), en siete se muestrearon los fragmentos rodeados de pino y los

parches de pino adulto, mientras que en cinco de éstos se muestrearon los fragmentos rodeados de tala rasa y las áreas de pino cosechado.

Dentro de cada fragmento de bosque y plantación de pino se estableció una parcela de 2 hectáreas (200 m x 100 m) para el muestreo de la actividad de carnívoros. La configuración espacial estuvo determinada de manera que la parcela dentro de la plantación de pino a ser cosechada estuviera ubicada a 20 metros del borde del bosque nativo adyacente (Ver ejemplo en Figura 2). El presente trabajo estuvo enmarcado en un proyecto más grande que ya tenía definida esta disposición de los sitios de trabajo.

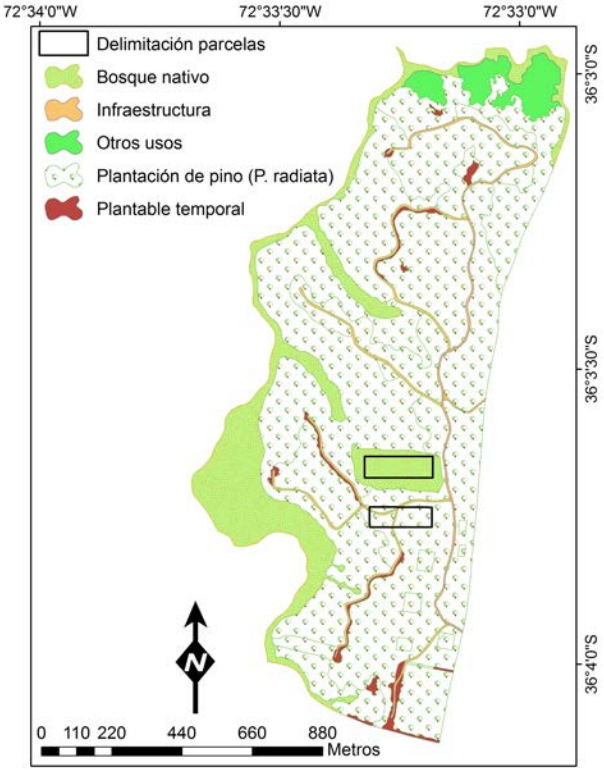


Figura 2. Representación gráfica de la disposición de las parcelas de muestreo dentro de plantaciones de pino adulto y bosque nativo. Ejemplo predio “Matanza segura”.

Metodología de detección de carnívoros

Para evaluar el efecto de la cosecha de las plantaciones de pino sobre la actividad de los carnívoros en el bosque nativo adyacente y en las mismas plantaciones, en las parcelas de 2 hectáreas se distribuyeron de forma regular 12 trampas-cámara (que era la cantidad

de cámaras de las cuales se disponía) separadas cada 10 metros, con excepción de tres casos donde por dificultades de acceso no todas la cámaras pudieron ser instaladas. Se utilizaron cámaras Browing Spect Ops® y Acorn®, las cuales funcionan con un sistema de activación pasiva cuyo mecanismo consiste en fotografiar un animal u objeto al detectarse su movimiento (Karanth & Nichols 1998). Las cámaras fueron ubicadas en senderos y zonas cercanas a cauces de agua, dada la aparente preferencia y uso frecuente de dicho tipo de zonas por los carnívoros (Silver 2004). Para incrementar la probabilidad de detección se utilizó como atrayente jurel enlatado, el cual fue ubicado frente a cada cámara. Cada lata fue agujereada con el fin de que los animales pudieran percibir el olor, sin que pudiesen extraer su contenido.

Las cámaras se mantuvieron activadas durante cuatro noches y fueron retiradas al quinto día. Las cámaras fueron programadas para registrar la hora y la fecha de cada registro con un intervalo de 3 segundos entre fotografías al momento de que ocurriera una detección. Las baterías fueron reemplazadas en cada cambio de sitio de muestreo, mientras que las fotografías obtenidas se descargaron en un computador portátil. Posteriormente se revisaron las fotos de cada cámara en cada sitio para documentar los registros obtenidos. Se identificaron las especies de carnívoros y se generó una base de datos con los datos/sitio para realizar los análisis estadísticos.

Análisis estadístico

Para comparar los registros de carnívoros obtenidos en los diferentes tipos de hábitat, se utilizó como variable un índice de actividad, definido como el número de detecciones/sitio de trampeo, independientemente de que se tratase del mismo individuo detectado por dos o más cámaras trampa. Aunque en pocos casos no fue posible instalar todas las cámaras y el muestreo no fue equivalente en esos casos, el índice de actividad usado corrigió el número total de registros obtenidos por el esfuerzo de muestreo. El índice se obtuvo mediante la siguiente fórmula:

Índice de actividad = Número de registros/número de noches x número de trampas cámara

El índice de actividad de carnívoros también fue usado para comparar la composición de las especies presentes en los cuatro tipos de hábitat. Se estimó el índice de cada una de las especies de carnívoros, guiña (*Leopardus guigna*)[1], chingue (*Conepatus chinga*), zorro culpeo (*Pseudalopex culpaeus*), perro (*Canis lupus familiaris*), gato (*Felis silvestris catus*) y puma (*Puma concolor*) para cada tratamiento (FRP, FRT, PA y PC) y así se pudo identificar cuales especies habían sido registradas en cada hábitat.

Para saber si existían diferencias de los índices de actividad de los carnívoros en los diferentes hábitats y comparar la composición de las especies dentro de los mismos se emplearon modelos lineales generalizados (GML; Quinn & Keough 2002, Gotelli & Ellison 2004), que permitieron determinar el efecto de la cosecha sobre los índices de actividad de los carnívoros en los cuatro hábitats. Los valores del índice de actividad para cada sitio de trampeo fueron transformados por el logaritmo natural (Ln) con el fin de aproximar los datos a una distribución normal para posteriormente usar una función de tipo Gaussiana en los GML.

Además de utilizar los cuatro tipos de hábitats en los GML como variables explicativas, también se tuvieron en cuenta en los modelos el tipo de vegetación donde se realizó el muestreo (bosque nativo o pino), la estación durante la cual fue llevado a cabo el muestreo (verano o no verano), e información sobre la presencia/ausencia de tala en el sitio. Adicionalmente, se introdujeron otras variables que pudiesen explicar parte de la variación en la actividad de los carnívoros que no fuese explicada por el efecto de los tratamientos: la ubicación geográfica de los registros (latitud en m de acuerdo al sistema de coordenadas proyectadas UTM; Willig et al. 2003); el volumen de follaje (m^3/ha), que puede estar relacionado con una mayor actividad de aquellas especies asociadas a zonas boscosas donde encuentran sitios de refugio y de alimentación (Lantschner et al. 2012); la distancia al poblado más cercano (distancia en línea recta en Km desde el sitio de muestreo al poblado más cercano), definiendo poblado como la agrupación de 10 o más casas cuya distancia entre si no superara los 1.000 m. Ésta última variable se incluyó debido a que la densidad de viviendas es un buen indicador del efecto de los poblados sobre la actividad de los carnívoros (Marzluff et al. 2001), teniendo en cuenta que la riqueza de especies muestra una relación inversa con el número de viviendas (Hansen et al. 2005). Además los poblados, tanto rurales como periurbanos, conllevan la aparición de

[1] La clasificación taxonómica de las especies fue la usada por Hunter (2011)

especies domésticas como perros y gatos los cuales suelen frecuentar zonas silvestres (Miller et al. 2003, Iriarte & Jaksic 2012).

Los GLM fueron ejecutados en el programa estadístico R (R Core Team 2012). Inicialmente, todas las variables explicativas fueron introducidas al modelo, junto a los valores del índice de actividad de los carnívoros para cada hábitat. Luego se empleó una selección de modelos paso a paso basada en el criterio de información de Akaike (AIC). Finalmente, el modelo seleccionado fue utilizado para poner a prueba el efecto de las variables explicativas escogidas para cada caso. Adicionalmente, se evaluó si aquellos factores que tenían un efecto sobre los índices de actividad de los carnívoros en general eran los mismos que tenían efecto sobre los carnívoros silvestres y domésticos. Por último, este mismo análisis se realizó para cada una de las especies de carnívoros por separado.

Resultados

El esfuerzo total de muestreo constó de 1.572 trampas/noche, 702 en fragmentos rodeados de pino (FRP), 240 en fragmentos rodeados de tala (FRT), 390 en pino adulto (PA) y 240 en pino cosechado (PC). Se obtuvieron 66 registros de mamíferos carnívoros. De éstos, 29 se obtuvieron en FRP, 5 en FRT, 20 en PA y 12 en PC.

La exploración gráfica de los datos no reveló una clara diferencia entre los índices de actividad de carnívoros en los distintos hábitats, ya que la variabilidad del índice de actividad mostró una alta superposición entre los cuatro tratamientos (Figura 3). Además, la mediana para los hábitats FRP, FRT y PC fue la misma (Me= 0,20) y sólo en el caso del PA fue aproximadamente el doble de las otras (Me= 0,50; Figura 3). El PC fue el sitio donde se presento mayor variación en la actividad, resaltando la variabilidad de los valores observados por encima de la mediana.

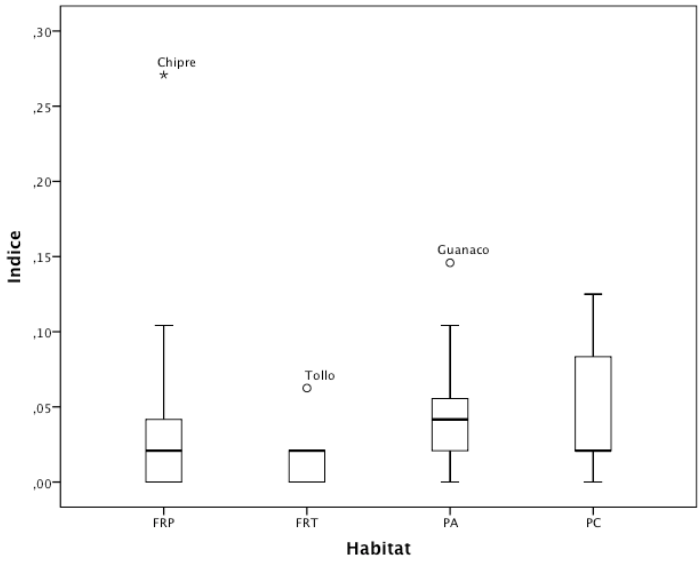
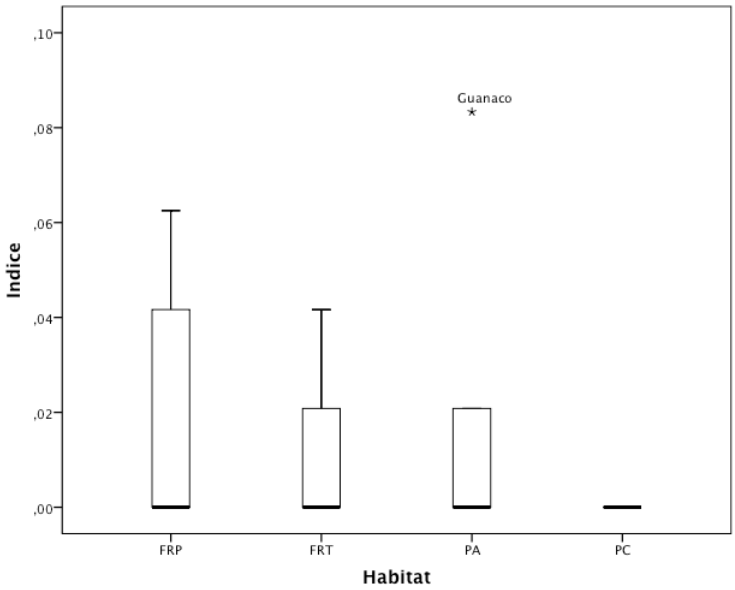


Figura 3. Índice de actividad de carnívoros total por hábitat. FRP= Fragmento rodeado de pino, FRT=Fragmento rodeado de tala, PA= Pino alto, PC= Pino cosechado. La línea gruesa en las cajas representa la mediana; las líneas que se extienden fuera de las cajas representan 1.5 RIC (rango inter-cuartílico), los círculos representan los datos atípicos (< Q_1-1.5 RIC y > Q_3+1.5 RIC) y los asteriscos los datos extremos (< Q_1-3 RIC y > Q_3+3 RIC).

La exploración gráfica de la actividad para cada especie mostró contrastes en los patrones de uso de los hábitats por los carnívoros. En el caso de la guiña la mediana en los cuatro hábitats fue igual a 0 (Figura 4). Se obtuvieron registros en FRP, FRT y PA, aunque la mayor actividad ocurrió en los FRP (Figura 4).

A)

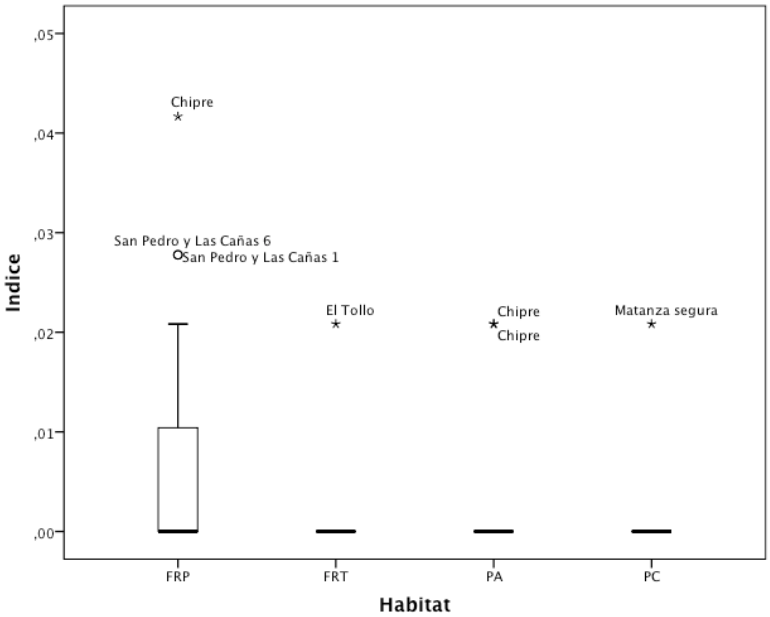


B)

Figura 4. A) Índice de actividad de *Leopardus guigna* por hábitat. FRP= Fragmento rodeado de pino, FRT=Fragmento rodeado de tala, PA= Pino alto, PC= Pino cosechado. B) Registro de guiña en plantación de pino, predio Guanaco.

Al igual que los índices de actividad de guiña, para el chingue se obtuvo una mediana de 0 en todos los hábitats (Figura 5). Los valores mostraron una diferencia entre los FRP con respecto a los otros tres tratamientos (FRT, PA y PC), siendo este el que presentó la mayoría de los datos (Figura 5).

A)

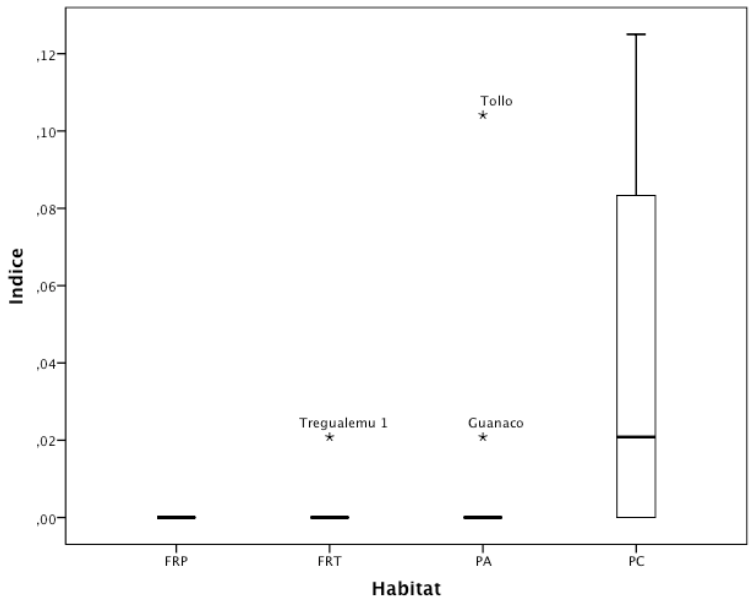


B)

Figura 5. A) Índice de actividad de *Conepatus chinga* por hábitat. FRP= Fragmento rodeado de pino, FRT=Fragmento rodeado de tala, PA= Pino alto, PC= Pino cosechado. B) Registro de chingue en plantación de pino, predio Chipre.

Con respecto a los datos de zorro culpeo, los valores más altos de actividad estuvieron asociados a los PC. Aunque en los PA se obtuvieron registros, estos fueron poco frecuentes y se asociaron con valores extremos. Lo más relevante fue la diferencia observada entre los índices de actividad de los tratamientos de PA y PC con respecto a FRP y FRT (Figura 6).

A)

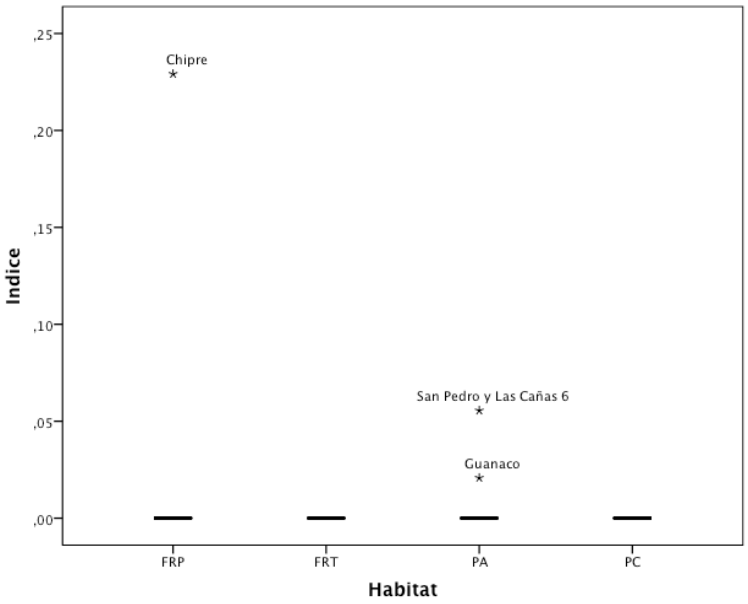


B)

Figura 6. A) Índice de actividad de *Pseudalopex culpaeus* por hábitat. FRP= Fragmento rodeado de pino, FRT=Fragmento rodeado de tala, PA= Pino alto, PC= Pino cosechado. B) Registro de zorro culpeo en plantación de pino, predio Guanaco.

La actividad de perro fue baja y se asoció a apariciones esporádicas en el FRP y el PA (Figura 7). Finalmente en el caso del gato (*Felis silvestris catus*) y el puma (*Puma concolor*), solo se observó actividad en un sitio de trampeo que correspondió al tratamiento PA (Figuras 8 y 9).

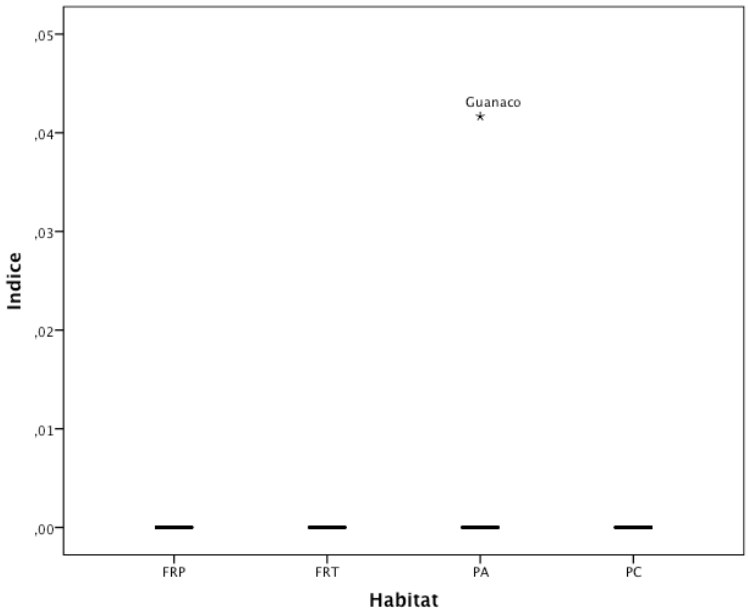
A)



B)

Figura 7. A) Índice de actividad de *Canis lupus familiaris* por hábitat. FRP= Fragmento rodeado de pino, FRT=Fragmento rodeado de tala, PA= Pino alto, PC= Pino cosechado. B) Registro de perro en bosque nativo, predio Chipre.

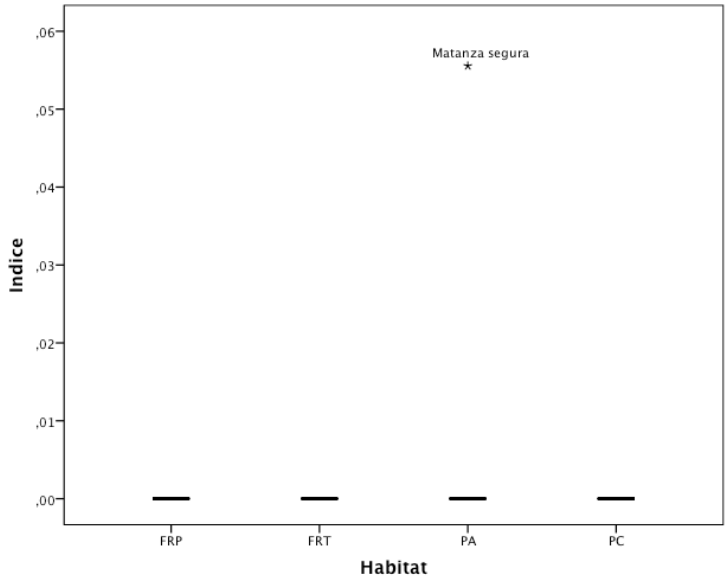
A)



B)

Figura 8. A) Índice de actividad de *Felis silvestris catus* por hábitat. FRP= Fragmento rodeado de pino, FRT=Fragmento rodeado de tala, PA= Pino alto, PC= Pino cosechado. B) Registro de gato en plantación de pino, predio Guanaco.

A)



B)

Figura 9. A) Índice de actividad de *Puma concolor* por hábitat. FRP= Fragmento rodeado de pino, FRT=Fragmento rodeado de tala, PA= Pino alto, PC= Pino cosechado. B) Registro de puma en plantación de pino, predio Matanza segura.

En el análisis del efecto de los tratamientos sobre la actividad de todos los carnívoros, el criterio de información de Akaike (AIC) indicó que, de los siete modelos evaluados, el modelo que utilizó únicamente la distancia a poblados (en Km) como variable explicativa fue el que mostró el mejor ajuste (Tabla 1). Dicho modelo indicó que el índice de actividad

de los carnívoros tuvo un incremento marginalmente significativo a medida que disminuyó la distancia a poblados (*t*=-1,95, *P*=0.06; Figura 10).

Tabla 1. Estructura de los modelos evaluados para explicar la variación en la actividad de carnívoros en función de las variables explicativas empleadas. "Índice" representa el índice de actividad de los carnívoros registrados en el estudio. AICc: valor del criterio de información de Akaike corregido por tamaño de muestras; ΔAICc: diferencia entre el AICc de cada modelo y el AICc del modelo escogido; Wi: peso de cada modelo según el AICc.

Modelo	Parámetros	AICc	ΔAICc	Wi
Índice = distancia poblados	1	-108,60	0	0,54
índice=distancia poblados+biomasa vegetal	2	-107,30	1,30	0,28
Índice = estación + distancia poblados + biomasa vegetal	3	-105,7	2,87	0,13
Índice= estación + distancia poblados + UTMN + biomasa vegetal	4	-103,18	5,42	0,04
Índice= estación + hábitat + distancia poblados + UTMN + biomasa vegetal	5	-99,21	9,39	0,00
Índice= estación + hábitat + distancia poblados +tala + UTMN + biomasa vegetal	6	-98,28	10,32	0,00
Índice= estación + hábitat + distancia poblados +tala + UTMN + vegetación + biomasa vegetal	7	-97,13	11,47	0,00

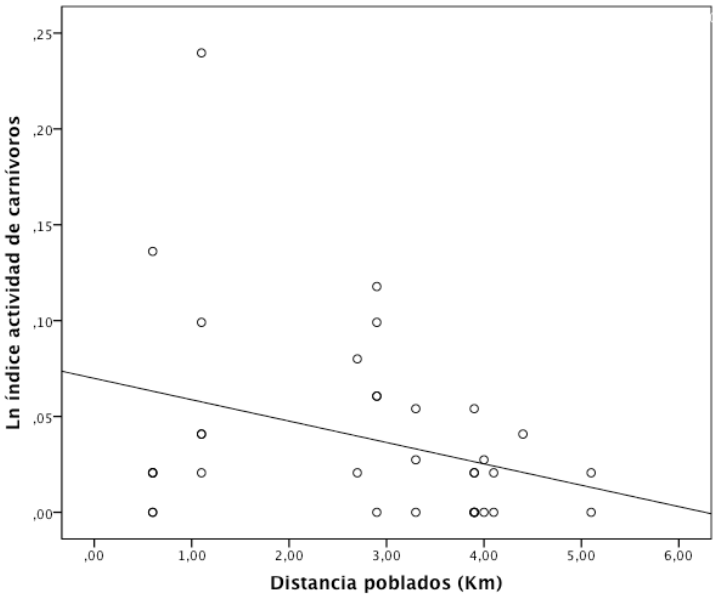


Figura 10. Gráfico de la variación del Ln índice de actividad de carnívoros en función de la distancia a poblados (en Km). La línea es una representación de la tendencia de los valores del índice de actividad en función de la distancia a poblados (km).

Para evaluar si la tendencia observada en la actividad de los carnívoros en relación con la cercanía a los poblados estaba influenciada por los registros de las especies domésticas,

las especies fueron divididas en domésticas y silvestres (véase Métodos). Para las especies silvestres se encontró que de los siete modelos evaluados, aquel que mejor explicó la variación en los datos incluyo las variables distancia a poblados (en Km), tipo de vegetación (Bosque nativo o Pino) y biomasa vegetal (Tabla 2). De estas variables, ni la biomasa vegetal ni la distancia a poblados mostraron un efecto estadísticamente significativo (t=-1,50, P= 0.14; t=-1,75, P= 0.08); sin embargo, se observó que el tipo de vegetación afectó la actividad de las especies silvestres, aumentando en las áreas relacionadas con pino de manera marginalmente significativa (t=1.88, P=0.06).

Tabla 2. Estructura los modelos evaluados para explicar la variación en la actividad de los carnívoros en función de las variables explicativas empleadas. "Índice" representa el índice de actividad de las especies silvestres de carnívoros registrados en el estudio.

Modelo	Parámetros	AICc	ΔAICc	Wi
Índice= distancia poblados + biomasa vegetal+vegetación	3	-137,56	0,00	0,52
Índice= distancia poblados + biomasa vegetal	2	-136,14	1,42	0,25
Índice= hábitat+ distancia poblados + biomasa vegetal	3	-135,10	2,46	0,15
Índice= hábitat + distancia poblados + UTMN + biomasa vegetal	4	-132,88	4,68	0,05
Índice= estación + hábitat + distancia poblados + UTMN + biomasa vegetal	5	-130,35	7,20	0,01
Índice= estación + hábitat + distancia poblados +tala + UTMN + biomasa vegetal	6	-129,42	8,14	0,01
Índice= estación + hábitat + distancia poblados +tala + UTMN + vegetación + biomasa vegetal	7	-128,27	9,28	0,00

Para el grupo de las especies domésticas, el modelo que explicó la mayor variabilidad en los datos, de los siete evaluados, incluyo únicamente la variable estación (verano o no verano), pero esta no tuvo un efecto estadísticamente significativo sobre la actividad (t=-1.47, P=0.14; Tabla 3). Aunque el modelo escogido no incluía la variable distancia a poblados, se observaron los modelos que la contenían con el fin de determinar si había un efecto de este factor; sin embargo, tampoco se encontró respuesta.

Tabla 3. Estructura de los modelos evaluados para explicar la variación en la actividad de los carnívoros en función de las variables explicativas empleadas. “Índice” representa el índice de actividad de las especies domésticas de carnívoros registrados en el estudio.

Modelo	Parámetros	AICc	ΔAICc	Wi
Índice= distancia poblados + biomasa vegetal+vegetación	3	-137,56	0,00	0,52
Índice= distancia poblados + biomasa vegetal	2	-136,14	1,42	0,25
Índice= hábitat+ distancia poblados + biomasa vegetal	3	-135,10	2,46	0,15
Índice= hábitat + distancia poblados + UTMN + biomasa vegetal	4	-132,88	4,68	0,05
Índice= estación + hábitat + distancia poblados + UTMN + biomasa vegetal	5	-130,35	7,20	0,01
Índice= estación + hábitat + distancia poblados +tala + UTMN + biomasa vegetal	6	-129,42	8,14	0,01
Índice= estación + hábitat + distancia poblados +tala + UTMN + vegetación + biomasa vegetal	7	-128,27	9,28	0,00

De cinco posibles modelos, aquel que mejor explicó la variación en la actividad de guiña incluyó el tipo de hábitat, el volumen de follaje y la ubicación geográfica (UTMN) como variables explicativas (Tabla 4). No se observó un efecto significativo de la ubicación geográfica (t=-1.79, P=0.08), pero sí del tipo de hábitat, donde la actividad tendió a disminuir en los hábitats con pino o áreas taladas (t=-3.01, P<0.0001). Además, la actividad de esta especie incrementó significativamente a medida que aumentó el volumen de follaje (t=-2.35, P=0.02; Figura 11).

Tabla 4. Estructura de los modelos evaluados para explicar la variación en la actividad de los carnívoros en función de las variables explicativas empleadas. “Índice” representa el índice de actividad de guiña (*Leopardus guigna*) en el área de estudio.

Modelo	Parámetros	AICc	ΔAICc	Wi
Índice=hábitat + UTMN + biomasa vegetal	3	-170,21	0,00	0,49
Índice=estación+hábitat + UTMN + biomasa vegetal	4	-169,15	1,06	0,29
Índice= estación + hábitat + distancia poblados + UTMN + biomasa vegetal	5	-167,20	3,00	0,11
Índice= estación + hábitat + distancia poblados +tala + UTMN + biomasa vegetal	6	-166,27	3,94	0,07
Índice= estación + hábitat + distancia poblados +tala + UTMN + vegetación + biomasa vegetal	7	-165,12	5,08	0,04

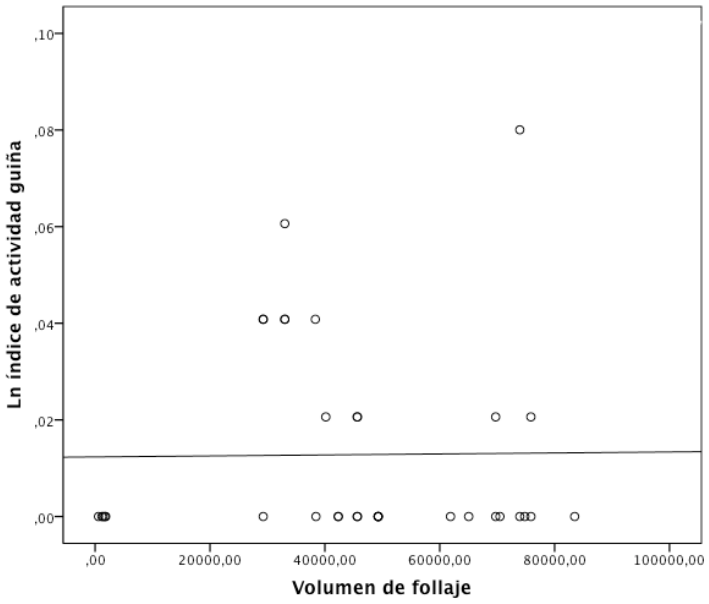


Figura 11. Gráfico de la variación del Ln índice de actividad de guiña (*Leopardus guigna*) en función del volumen de follaje.

Ninguno de los modelos evaluados explicó la variación de la actividad de chingue *(Conepatus chinga)* mejor de lo que la explicaría un modelo nulo, por lo que ninguna de las variables resultó afectar su actividad en el área de estudio (Tabla 5).

Tabla 5. Estructura de los modelos evaluados para explicar la variación en la actividad de los carnívoros en función de las variables explicativas empleadas. "Índice" representa el índice de actividad de chingue *(Conepatus chinga)* en el área de estudio.

Modelo	Parámetros	AICc	ΔAICc	Wi
Índice= 1	0	-212,94	0,00	0,51
Índice= estación	1	-211,67	1,27	0,27
Índice= estación + distancia poblados	2	-210,27	2,68	0,14
Índice= estación + distancia poblados + biomasa vegetal	3	-208,36	4,58	0,05
Índice= estación + distancia poblados + UTMN+ biomasa vegetal	4	-206,26	6,68	0,02
Índice= estación + hábitat + distancia poblados + UTMN + biomasa vegetal	5	-203,26	9,68	0,00
Índice= estación + hábitat + distancia poblados +tala + UTMN + biomasa vegetal	6	-202,33	10,61	0,00
Índice= estación + hábitat + distancia poblados +tala + UTMN + vegetación + biomasa vegetal	7	-201,18	11,76	0,00

De los siete modelos evaluados para el zorro, el que mostró un mejor ajuste incluyó el tipo de hábitat como variable explicativa (Tabla 6). El modelo indicó que el índice de actividad de zorro tuvo una tendencia a incrementar en los hábitats con pino y que el PC fue significativamente diferente de los demás tratamientos (t =3.34 , P <0.0001).

Tabla 6. Estructura de los modelos evaluados para explicar la variación en la actividad de los carnívoros en función de las variables explicativas empleadas. "Índice" representa el índice de actividad de zorro *(Pseudalopex culpaeus)* en el área de estudio.

Modelo	Parámetros	AICc	ΔAICc	Wi
Índice=hábitat	1	-151,65	0,00	0,48
Índice=estación+ hábitat	2	-150,90	0,75	0,33
Índice=estación+ hábitat + distancia poblados	3	-149,06	2,59	0,13
Índice= estación + hábitat + distancia poblados+ UTMN	4	-146,80	4,85	0,04
Índice= estación + hábitat + distancia poblados + UTMN+ biomasa vegetal	5	-144,35	7,30	0,01
Índice= estación + hábitat + distancia poblados +tala + UTMN + biomasa vegetal	6	-143,42	8,23	0,01
Índice= estación + hábitat + distancia poblados +tala + UTMN + vegetación + biomasa vegetal	7	-142,27	9,38	0,00

Con relación al índice de actividad para puma, el mejor modelo de los cuatro evaluados incluyó las variables distancia a poblados, estación, tipo de hábitat y ubicación geográfica (UTMN; Tabla 7). Dicho modelo mostró que la actividad de este felino incrementó en los hábitats con pino y que los valores obtenidos en los PA fueron marginalmente distintos de los valores en los demás tratamientos (t=1.83 P=0.06).

Tabla 7. Estructura de los modelos evaluados para explicar la variación en la actividad de los carnívoros en función de las variables explicativas empleadas. "Índice" representa el índice de actividad de puma (*Puma concolor*) en el área de estudio.

Modelo	Parámetros	AICc	ΔAICc	Wi
Índice= estación + habitat+ distancia poblados + UTMN	4	-222,18	0,00	0,65
Índice= estación + hábitat + distancia poblados + UTMN + biomasa vegetal	5	-219,57	2,61	0,18
Índice= estación + hábitat + distancia poblados +tala + UTMN + biomasa vegetal	6	-218,64	3,54	0,11
Índice= estación + hábitat + distancia poblados +tala + UTMN + vegetación + biomasa vegetal	7	-217,49	4,68	0,06

Ninguna de las especies domésticas respondió a alguna de las variables explicativas usadas en este estudio. Para los datos correspondientes a perro, el modelo con mayor ajuste de los siete evaluados incluyó la variable estación como única fuente de variación (Tabla 8), aunque esta no tuvo ningún efecto (*t*=-1.63, *P*=0.11). El modelo seleccionado para explicar la actividad de gato incorporó la distancia a poblados (Tabla 9), pero tampoco tuvo un efecto estadísticamente significativo (*t*=-1,54; *P*= 0,13).

Tabla 8. Estructura de los modelos evaluados para explicar la variación en la actividad de los carnívoros en función de las variables explicativas empleadas. "Índice" representa el índice de actividad de perro (*Canis lupus familiaris*) en el área de estudio.

Modelo	Parámetros	AICc	ΔAICc	Wi
Índice= estación	1	-131,31	0,00	0,58
Índice= estación + distancia poblados	2	-129,81	1,50	0,27
Índice= estación + distancia poblados + biomasa vegetal	3	-127,85	3,46	0,10
Índice= estación + distancia poblados + UTMN + biomasa vegetal	4	-125,90	5,41	0,04
Índice= estación + hábitat + distancia poblados + UTMN + biomasa vegetal	5	-119,74	11,57	0,00
Índice= estación + hábitat + distancia poblados +tala + UTMN + biomasa vegetal	6	-118,81	12,50	0,00
Índice= estación + hábitat + distancia poblados +tala + UTMN + vegetación + biomasa vegetal	7	-117,66	13,65	0,00

Tabla 9. Estructura de los modelos evaluados para explicar la variación en la actividad de los carnívoros en función de las variables explicativas empleadas. "Índice" representa el índice de actividad de perro (*Felis silvestris catus*) en el área de estudio.

Modelo	Parámetros	AICc	ΔAICc	Wi
Índice= distancia poblados	1	-246,34	0,00	0,35
Índice= distancia poblados+vegetación	2	-246,09	0,25	0,30
Índice= estación + distancia pobladosl+vegetación	3	-245,12	1,22	0,19
Índice= estación + distancia poblados + biomasa vegetal+ vegtación	4	-244,03	2,31	0,11
Índice= estación + distancia poblados + UTMN + biomasa vegetal	4	-242,23	4,11	0,04
Índice= estación + hábitat + distancia poblados + UTMN + biomasa vegetal	5	-237,84	8,50	0,00
Índice= estación + hábitat + distancia poblados +tala + UTMN + biomasa vegetal	6	-236,91	9,43	0,00
Índice= estación + hábitat + distancia poblados +tala + UTMN + vegetación + biomasa vegetal	7	-235,76	10,58	0,00

Discusión

Los resultados obtenidos sugieren que durante este estudio, los carnívoros respondieron a distintos factores, dependiendo del nivel jerárquico al que se analizaran sus patrones de actividad. A nivel del gremio (i.e., el grupo de los carnívoros), la actividad de todo el grupo de especies pareció responder positivamente a la cercanía a centros poblados. Al agrupar las especies de acuerdo a sus hábitos y relación con el hombre (i.e., especies silvestres y domésticas), los análisis mostraron que si bien el tipo de cobertura vegetal afectó a los carnívoros silvestres, las especies domésticas no parecieron responder a ninguna de las variables explicativas usadas. Al analizar a nivel específico, los resultados indicaron que cada una de las especies sería afectada por una o más variables distintas, sugiriendo que las respuestas son idiosincráticas y dependen de singularidades de cada especie. Esto explicaría la dificultad para encontrar un patrón general para todas las especies observadas durante el estudio.

La evaluación de los índices de actividad de los carnívoros durante el período del estudio con respecto a los cuatro hábitats muestreados no evidenció un efecto de empaquetamiento en los remanentes de bosque aledaños a plantaciones de pino cosechadas. Aunque el efecto de empaquetamiento ha sido observado en varios estudios, principalmente en aves y roedores (Darveau et al. 1995, Hagan et al. 1996, Schmiegelow et al. 1997), también se ha encontrado que ésta no siempre es la tendencia tras un evento de perturbación como la tala rasa (Betts et al. 2006, Lindenmayer et al. 2009). Lindenmayer et al. (2009) predecían un efecto de empaquetamiento en los vertebrados terrestres del este de Australia después de la cosecha de plantaciones de pino que rodeaban fragmentos de bosque de eucalipto; sin embargo, al igual que en este trabajo, no hubo evidencia que soportara dicho efecto.

El tiempo en el que se ha observado el efecto de empaquetamiento después de una tala rasa varía en los diferentes estudios, pudiendo ocurrir de inmediato (Bierregaard & Lovejoy 1989), al año (Darveau et al. 1995), e incluso a los dos años (Schmiegelow et al. 1997). Esta variación podría ayudar a explicar la aparente ausencia de empaquetamiento en este estudio, dada la prontitud del muestreo en relación al período de cosecha (de cuatro a seis meses). Es probable que tras uno o dos años con posterioridad a la cosecha, el efecto de empaquetamiento sea discernible en los remanentes de bosque,

como se ha observado para otros grupos (aves, Lambert & Hannon 2000; lagomorfos, Ferron et al. 1998). Otra posible explicación es que la velocidad de respuesta de los carnívoros sea más lenta que la de los vertebrados de menor tamaño. Esto es de esperar teniendo en cuenta que los pequeños vertebrados se constituyen como sus principales presas, por lo que una respuestas numérica de los carnívoros o un incremento en su actividad debiese estar, al menos teóricamente, retrasada con respecto a la respuesta de sus presas (Gotelli 2008).

En general, para cada uno de los tipos de hábitats estudiados se observó una actividad muy variable y que vario más en cada uno de los hábitats que entre ellos. La posibilidad de registro se maximizó con el uso de jurel como atrayente olfativo, que a diferencia de los atrayentes químicos, permitió que sólo los individuos que estuvieran en el mismo tipo de vegetación fueran atraídos sin afectar su conducta (Long et al. 2008). La actividad en los FRP fue baja, salvo algunos sitios de muestreo donde se obtuvo un elevado número de registros (predio Chipre). En este hábitat se obtuvieron registros de guiña (*Leopardus guigna*) y chingue (*Conepatus chinga*) principalmente. La guiña se considera como una especie asociada a vegetación boscosa y que en general evita áreas abiertas (Acosta-Jamett & Simonetti 2004, Zuñiga et al. 2009, Iriarte & Jaksic 2012), lo que coincide con lo observado en este estudio; todas las observaciones de guiña provenían de aquellos hábitats con cobertura arbórea (FRP, FRT y PA) y con sotobosque, mientras que estuvo ausente en los PC. El modelo estadístico aplicado dio soporte a estas observaciones, señalando que tanto el tipo de hábitat como la biomasa vegetal explicarían la variación en la actividad de la guiña, siendo favorecida en lugares donde hay mayor cobertura vegetal. Ninguno de los factores considerados en los modelos explicó la variación en la actividad del chingue, lo que permite suponer que las variables que tendrían algún efecto ocurran a una escala aún más fina que la empleada en este trabajo. De hecho, se ha propuesto que la relación de esta especie con las áreas boscosas podría estar asociada a la oferta de estructuras usadas como refugio y por la presencia de sus principales presas (roedores e insectos: escarabajos; Kasper et al. 2009, Lantschner et al. 2012), factores que no fueron evaluados.

Una vez ocurrida la tala (i.e. FRT), se observó que la actividad de los carnívoros en los bosques fue consistentemente baja y estuvo compuesta principalmente por registros de guiña con dos excepciones, un dato de chingue en el predio El Tollo y uno de zorro culpeo en Tregualemu 1. Este resultado no apoya la predicción planteada en este trabajo, donde

se esperaba observar un aumento en la actividad después de la cosecha de las plantaciones de pino. Es posible que la respuesta a la tala de especies como el zorro culpeo y el chingue haya sido el desplazamiento a zonas aledañas de pino en pie (Lindenmayer et al. 2009), teniendo en cuenta que los carnívoros se caracterizan por tener rangos de hogar amplios (Carbone et al. 2007); otra posible respuesta a la tala podría haber sido su desplazamiento a las áreas ya cosechadas, ya que se ha sugerido que la tala favorecería a estas dos especies (Acosta 2002, Iriarte & Jaksic 2012, Lantschner et al. 2012).

Los resultados tampoco apoyaron la predicción de que la composición de carnívoros cambiaría en el bosque nativo después de la cosecha de plantaciones, dando lugar a la predominancia de especies generalistas. No obstante, los registros de zorro culpeo (considerado un generalista; Lantschner et al. 2012) al menos indican que una perturbación como la tala podría resultar en la expansión de los rangos de acción de las especies generalistas (Crooks 2002, Acosta 2002).

El PA fue el único hábitat donde se obtuvieron registros de actividad de las seis especies de carnívoros encontradas en el estudio. Las especies con mayor actividad fueron la guiña y el zorro culpeo (predios Guanaco y Tollo), seguidos de perro (predios Guanaco y San Pedro y las Cañas 6), chingue (predio Chipre), gato (predio Guanaco) y puma (predio Matanza segura). La guiña ha sido registrada en plantaciones de pino y se ha sugerido que el mantenimiento de cierta cobertura arbustiva en el sotobosque permitiría el uso de las plantaciones exóticas como hábitat transitorio (Simonetti & Acosta 2002, Simonnetti et al. 2013). Y en efecto, la avanzada edad de las plantaciones de pino muestreadas en este trabajo (ca. 20 años) y la presencia de un sotobosque relativamente denso explicarían la presencia de esta especie. Por su parte, la presencia del zorro culpeo en las plantaciones podría ser explicada por un posible incremento en la abundancia de sus presas, principalmente pequeños mamíferos (Saavedra & Simonetti 2005), los cuales son parte de su dieta en este tipo de hábitats (Acosta 2002). La presencia del puma en plantaciones de pino ya ha sido documentada anteriormente (Zuñiga et al. 2009, Lyra-Jorge et al. 2010, Mazzolli, 2010), y la evidencia disponible sugiere que, dada su capacidad de explotar una gran variedad de hábitats, la presencia de plantaciones de especies exóticas también podrían beneficiarle por un incremento de presas potenciales (Iriarte et al. 1990; Lantschner et al. 2012, De Angelo et al. 2011). En cuanto a las especies domésticas, es sabido que suelen frecuentar una amplia variedad de coberturas vegetales; en el caso de

los gatos, se ha propuesto que su uso de plantaciones de pino estaría asociado a la disponibilidad de cobertura, presas y sitios de asolamiento (Iriarte & Jaksic 2012).

Una vez que ocurre la tala (PC), se observó que en la mitad de los sitios la actividad fue baja y en la otra mitad fue muy variable, pero tendiente a ser más alta que en los hábitats con bosque nativo (FRP y FRT). Esta diferencia del PC con respecto a los tratamientos con bosque (FRP y FRT) estuvo determinada por la alta actividad del zorro culpeo en este tipo de hábitat. Esto coincide con lo observado anteriormente para la especie, donde se ha documentado que prefiere zonas abiertas y que puede llegar a ajustarse fácilmente a cambios en el paisaje, como los producidos tras una tala rasa (Acosta-Jamett & Simonetti 2004). La elevada actividad de esta especie en el PC y la subsecuente influencia de estos valores sobre los índices de actividad globales podría ser una de las causantes de no haber obtenido la esperada disminución de la actividad de carnívoros en el PC. De cualquier modo, al observar los datos sin los registros de zorro culpeo, se nota una tendencia decreciente en la actividad de los carnívoros en la plantación después de la tala rasa.

Los factores que parecen explicar la variabilidad en la actividad de los carnívoros en este estudio no parecen estar asociados a una respuesta ante la cosecha de las plantaciones de pino. No obstante, lo anterior, resulta llamativo el efecto aparente de la distancia a los centros poblados sobre su actividad. Se ha encontrado que poblados de algunas casas rodeados de una matriz de hábitat natural o de monocultivo (agrícola o forestal) promueven la heterogeneidad ambiental por la ocurrencia de diferentes hábitats uno al lado del otro (Blair 1996, McKinney 2002). Esta diversidad favorece a varias especies de carnívoros de mediano tamaño como los zorro (Hansel et al. 2005) que consumen una amplia variedad de presas bajo estas condiciones (Crooks 2002). Esto explicaría el que la relación encontrada entre la actividad de los carnívoros con la distancia a los centros poblados estuvo determinada por la influencia de la actividad de zorro culpeo sobre la actividad global (ver arriba). A su vez aunque la respuesta que se registró para las otras especies de carnívoros silvestres encontradas en nuestro estudio con respecto a la cercanía a poblados no fue significativa, se ha encontrado que esta relación no es del todo negativa. Se ha reportado que el puma puede usar paisajes con intervención antrópica y parece capaz de sobrevivir en este tipo de ambientes (Stoner 2011). El chingue ha sido registrado en la proximidad de viviendas o estructuras hechas por el hombre y es conocido por su tolerancia a los humanos y a los animales domésticos

(Kasper et al. 2009). Finalmente, la guiña ha sido observada en hábitats urbanizados (McKinney 2002) y su presencia ha sido explicada por la posibilidad que existe de capturar pollos y gansos en las zonas pobladas (Sanderson et al. 2002, Silva 2006, Díaz 2005, Zorondo-Rodríguez 2005, Hernández 2010). La relación encontrada en este estudio de la actividad de los carnívoros a una menor distancia a poblados podría estar determinada por la heterogeneidad en el paisaje que pueden generar poblaciones humanas de baja densidad ya que esto permitiría la explotación por parte de los mamíferos medianos de recursos más variados. Esto representa un desafío para la coexistencia de los carnívoros y el hombre en los sistemas productivos ya que podría generarse un conflicto por la posible depredación de animales domésticos como ganado o animales de corral que debe ser tenido en cuenta.

Conclusiones

El haber registrado la mayoría de las especie de carnívoros reportados para la zona aporta nueva evidencia acerca del papel que pueden estar cumpliendo las plantaciones de pino dentro de estos mosaicos constituidos por remanentes de bosque nativo y pino en albergar especies de fauna nativa.

La presencia de un sotobosque y de una elevada biomasa vegetal son características que favorecen la presencia de guiña, tanto en áreas de bosque nativo como en plantaciones de pino adulto.

El registro de chingue en los cuatro hábitats estudiados podría sugerir que esta especie es un generalista de hábitat, o bien que aquellas variables que determinan su presencia operan a una escala no evaluada en este estudio (e.g. la abundancia de sus presas).

El aparente aumento de la actividad de los carnívoros en la cercanía a poblados sugiere que la disposición de los asentamientos humanos de desarrollo intermedio podría favorece a las especies de carnívoros de tamaño mediano como el zorro culpeo y esto pudo haber influenciado la respuesta obtenida en este trabajo.

Dada la presencia de especies domésticas en plantaciones de pino y bosque nativo, la existencia de interacciones entre estas especies y los carnívoros silvestres es altamente esperable; la dirección, intensidad y efectos de estas interacciones deberán ser evaluadas para determinar si existe un impacto negativo sobre la fauna nativa, como ya ha sido

observado en otros estudios.

El muestreo a largo plazo después de que ocurre una cosecha de áreas con pino adulto podría ayudar a determinar si la respuesta de los carnívoros tarda más tiempo en ser observada que en otros grupos.

Bibliografía

ACOSTA JAMETT, G. 2002. Efecto de la fragmentación del bosque nativo en la conservación de *Oncefelis guigna* y *Pseudalopex culpaeus* en Chile Central. Tesis de Magíster en Ciencias Biológicas mención Ecología. Santiago, Universidad de Chile, Facultad de Ciencias. 73p.

ACOSTA-JAMETT, G & SIMONETTI, J.A. 2004. Habitat use by *Oncifelis guigna* and *Pseudalpoex culpaeus* in fragmented forest landscape in central Chile. Biodiversity and Conservation 13: 1135-1151.

ARAUCO. 2012. Reporte de Sustentabilidad 2011. Chile. 147p. [en línea]. Disponible en: http://www.arauco.cl/_file/file_3125_arauco_reporte_2012.pdf. [fecha de consulta: 15 de febrero de 2013].

BERNALDO DE QUIRÓS, C. 2005. Factibilidad de certificación forestal de plantaciones de mediana y pequeña propiedad. Memoria Ingeniero Forestal. Santiago, Universidad de Chile, Facultad de Ciencias Forestales. 88p.

BETTS, M.G., ZITSKE, B.P., HADLEY, A.S., DIAMOND, A.W. 2006. Migrant forest songbirds undertake breeding dispersal following timber harvest. Northwestern Naturalist 13:531-536.

BIERREGAARD, R.O. Jr. & LOVEJOY, T.E. 1989. Effects of forest fragmentation on Amazonian understory bird communities. Acta Amazonica 19: 215–241.

BLAIR, R.B. 1996. Land use and avian species along an urban gradient. Ecological Applications 6:506-519.

BROCKERHOFF, E., JACTEL, H., PARROTTA, J., QUINE, C., SAYER, J. 2008. Plantation forests and biodiversity: oxymoron or opportunity? Biodiversity and Conservation 17: 925-951.

BUSTAMANTE, R.O. & SIMONETTI, J. 2005. Is *Pinus radiata* invading the native vegetation in Central Chile? Demographic responses in a fragmented forest. Biological Invasions 7:243-249.

BURNS, C.E. 2005. Behavioral ecology of disturbed landscapes: The response of territorial animals to relocation. Behavioral Ecology 16: 898-905.

BURNS, C.E & GREAR J.S. 2008. Effects of habitat loss on populations of white-footed mice: testing matrix model predictions with landscape-scale perturbation experiments. Landscape Ecology 23:817-831.

CARBONE, C., TEACHER, A. & ROWCLIFFE, J.M. 2007. The Costs of Carnivory. PLOS 5: e22.

CARBONE, C., MACE, G.M., ROBERTS, S.C. & MACDONALD, W. D. 1999. Energetic constraints on the diet of terrestrial carnivores. Nature 402: 286-288.

CROOKS, K.R. 2002. Relative sensitivities of mammalian carnivores to hábitat fragmentation. Conservation Biology 16(2): 488-502.

DARVEAU, M., BEAUCHESNE, P., BELANGER, L., HUOT, J. & LARUE, P. 1995. Riparian forest strips as habitat for breeding birds in boreal forest. Journal of Wildlife Management 59: 67–78.

DE ANGELO, C., PAVIOLO, A. & DI BITETTI, M. 2011. Differential impact of landscape transformation on pumas (Puma concolor) and jaguars (Panthera onca) in the upper Paraná Atlantic forest. Diversity and Distribution 17, 422–436.

DÍAZ VA. 2005. Evaluación de la dimensión humana, a través del estudio de las actitudes y conocimientos de la gente de la Isla Grande de Chiloé, X Región, para futuros planes de conservación de fauna silvestre y su hábitat. Tesis de pregrado. Temuco. Universidad Católica de Temuco. Facultad de Recursos Naturales. 218p.

ESTADES, C.F. 2001. The effect of breeding-habitat patch size on bird population density. Landscape Ecology 16:161-173

ESTADES, C.F. & TEMPLE S.A. 1999. Temperate-forest bird communities in a fragmented landscape dominated by exotic pine plantations. Ecological Applications 9:573-585.

ESTADES, C.F. & ESCOBAR M.A.H. 2005. Los ecosistemas de las plantaciones de pino de la Cordillera de la Costa. En: SMITH-RAMÍREZ, C., ARMESTO, J.J. y VALDOVINOS, C. (Eds.). Biodiversidad, Historia y Ecología de los bosques de la Cordillera de la Costa de Chile. Chile. Editorial Universitaria. pp. 600-616

FERRON, J., POTVIN, F. & DUSSAULT, C. 1998. Short-term effects of logging on snowshoe hares in the boreal forest. Canadian Journal of Forest Research 28:1335–1343.

FORT, K.T. & OTTER, K,A. 2004. Territorial breakdown of black-capped chickadees, Poecile atricapillus, in disturbed habitats? Animal Behaviour 68: 407-415.

GAJARDO, R. 1994. La Vegetación Natural de Chile: Clasificación y Distribución Geográfica. Santiago. Editorial Universitaria. 166p.

GREZ, A.A., ZAVIEZO, T., TISCHENDORF, L. & FAHRIG, L. 2004. A transient, positive effect of habitat fragmentation on insect population densities. Oecologia 141: 444-451.

GOTELLI, N. J. & ELLISON, A. M. 2004. A primer of ecological statistics. USA Sinauer Associates. Sunderland. 510p.

GOTELLI, N. J. 2008. A primer of ecology. Sinauer Associates, Sunderland, MA.

GUSTAFSON, E.J. & CROW T.R. 1994. Modelling the effects of forest harvesting on landscape structure and the spatial distribution of cowbird parasitism. Landscape Ecology 9:237-248.

HAGAN, J.M., VAN DER HAEGEN, W.M. & MCKINLEY, P.S. 1996. The early development of forest fragmentation effects on birds. Conservation Biology 10: 188–202.

HANSEN, A.J., Knight, R.L., Marzluff, J.M., Powell, S., Brown, K., Gude, P.H. & Jones, K. 2005. Effects of Exurban Development on Biodiversity: Patterns, Mechanisms, and Research Needs. Ecological Applications 15 (6): 1893-1899

HARTLEY, M.J. 2002. Rationale and methods for conserving biodiversity in plantation forests. Forest Ecology and Management 155:81–95.

HAYES, J.P., SCHOENHOLTZ, S.H., HARTLEY, M.J., MURPHY, G., POWERS, R.F., BERG, D., & RADOSEVICH, S.R. 2005. Environmental Consequences of Intensively Managed Forest Plantations in the Pacific Northwest. Journal of Forestry 103: 83-87.

HENRIQUEZ, P., DONOSO, D.S. & GREZ, A.A. 2009. Population density, sex ratio, body size and fluctuating asymmetry of Ceroglossus chilensis (Carabidae) in the fragmented Maulino forest and surrounding pine plantations. Acta Oecologica 35:811-818.

HERNÁNDEZ, A. 2010. Antecedentes de historia natural, ocupación y percepción social de *Leopardus guigna* en un ambiente fragmentado de bosque templado en la zona andina de la Araucanía, Chile. Tesis Magister en Recursos Naturales. Santiago. Facultad de Agronomía e Ingeniería Forestal. Universidad Católica de Chile. 107p.

HUNTER, L. 2011. Carnivores of the world. United States and Canada. Princeton University Press. 240p.

IRIARTE, J.A., FRANKLIN, W.L., JOHNSON, W.E. & REDFORD, K.H. 1990. Biogeographic variations of food habits and body size of the American Puma. Oecologia 85: 185-190.

IRIARTE & JAKSIC. 2012. Los Carnívoros de Chile. Chile, Ediciones Flora & Fauna Chile y CASEB, PU Católica de Chile. 260p.

INFOR. 2007. Estadísticas forestales chilenas 2006. Boletín Estadístico 117. Instituto Forestal, Ministerio de Agricultura. Santiago, Chile.

IROUMÉ, A., MAYEN, O. & HUBER, A. 2006. Runoff and peak flow responses to timber harvest and forest age in southern Chile. Hydrological Processes 20: 37-50.

KASPER,D.V., Da FONTOURA-RODRIGUES,M.L., CAVALCANTI, G.N., De FREITAS, T.R.O., RODGRIGUES, F.H.G, De OLIVEIRA, T.G., & EIZIRIK,E. 2009. Recent advances in the knowledge of Molina's Hog-nosed Skunk *Conepatus chinga* and Striped Hog-nosed Skunk *C. semistriatus* in South America. Small Carnivore Conservation 41:25-28.

KARANTH, U. & NICHOLS, J. 1998. Estimation of Tiger densities in India using photographic captures and recaptures. Ecology 79(8):2852-2862.

KEYSER, A.J., HILL, G.E. & SOEHREN, E.C. 1998. Effects of forest fragment size, nest density, and proximity to edge on the risk of predation to ground-nesting passerine birds. Conservation Biology 12:986–994.

LAMBERT,D. & HANNON,S. 2002. Short-term effects of timber harvest on abundance, territory characteristics, and pairing success of ovenbirds in riparian buffer strips. The Auk 117(3): 687-698.

LANTSCHNER, M.V., RUSCH, V. & HAYES, J. 2012 Habitat use by carnivores at different spatial scales in a plantation forest landscape in Patagonia, Argentina. Forest Ecology an Management 269:271-278.

LINDENMAYER, D.B. & HOBBS, R.J. 2004. Fauna conservation in Australian plantation forests - a review. Biological Conservation 119:151-168.

LINDENMAYER, D.B. & HOBBS, R.J. 2007. Managing and Designing Landscapes for Conservation: moving from Perspectives to Principles. Oxford Blackwell. 587pp.

LINDENMAYER, D.B., WOOD, J.T., CUNNINGHAM, R.B., CRANE, M., MACGREGOR C, MICHAEL, D. & MONTAGUE-DRAKE, R. 2009. Experimental evidence of the effects of a changed matrix on conserving biodiversity within patches of native forest in an industrial plantation landscape. Landscape Ecology 24:1091-1103.

LINZEY, A.V. 1989. Response of the white-footed mouse (Peromyscus leucopus) to the transition between disturbed and undisturbed habitats. Canadian Journal of Zoology 67:505-512.

LONG, R.A., MACKAY, P., ZIELINSKI, W.J. & RAY, J.C. 2008. Noninvasive Survey Methods for Carnivores. USA, Island Press. 282p.

LUEBERT, F & PLISCOFF, P. 2006. Sinopsis bioclimática y vegetacional de Chile. Santiago de Chile. Editorial Universitaria. 296p.

LYRA-JORGE, M., RIBEIRO, M., CIOCHETI, G., TAMBOSI, L., PIVELLO, V. 2010. Influence of multi-scale landscape structure on the occurrence of carnivorous mammals in a human-modified savanna, Brazil. European Journal of Wildlife Research 56, 359–368.

MANNAN, R.W. & MESLOW, E.C. 1984. Bird populations and vegetation characteristics in managed and old growth forests, northeastern Oregon. Journal of Wildlife Management 48:1219-1238.

MC.kINNEY, M.L. 2002. Urbanization, biodiversity and conservation. BioScience 52(10): 883-890.

MARZLUFF, J. M., BOWMAN, R. & DONNELLY, R. 2001. Avian ecology and conservation in an urbanizing world. Kluwer Academic Publishers, Norwell, Massachusetts, USA.

MAZZOLLI, M., 2010. Mosaics of exotic forest plantations and native forests as hábitat of pumas. Environmental Management 46: 237–253. Effects of human settlement on bird communities in lowland riparian áreas of Colorado (USA). Ecological Applications 13(4): 1041-1059.

METCALF, C.J.E., HAMPSON, K. & KOONS, D.N. 2007. What happens if density increases? Conservation implications of population influx into refuges. Animal Conservation 10:478-486.

MILLER, J.R., WIENS, J.A., THOMPSON, H. & THEOBALD, D.M. 2003.

QUINN, G. P. & KEOUGH, M. J. 2002. Experimental design and data analysis for biologists. Cambridge. Cambridge University Press. 537p.

R CORE TEAM. 2012. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. http://R-project.org/.

RAMÍREZ, P.A. & SIMONETTI, J.A. 2011. Conservation opportunities in commercial plantations: The case of mammals. Journal for Nature Conservation 19: 351-355.

RILEY, S.P., SAUVAJOT, R.M, FULLER, T.K, YORK, E.C., KAMRADT, D.A., BROMLEY, C & WAYNE, R. 2003. Effects of Urbanization and Habitat Fragmentation on Bobcats and Coyotes in Southern California. Conservation Biology 17 (2): 566-576.

SAAVEDRA, B. & SIMONETTI, J.A. 2005. Small mammals of Maulino forest remnants, a vanishing ecosystem of south-central Chile. Mammalia 69, 337–348

SANDERSON J, SUNQUIST, M.E. & IRIARTE, J.A. 2002. Natural history and landscape-use of guignas (Oncifelis guigna) on Isla Grande de Chiloé, Chile. Journal of Mammalogy, 83:608–613.

SANTOS, T. & TELLERIA, J.L. 1992. Edge effects on nest predation in Mediterranean fragmented forests. Biological Conservation 60:1-5.

SANTIBÁÑEZ, F. & URIBE, J.M. 1993. Atlas agroclimático de Chile: Regiones Sexta, Séptima, Octava, Novena. Facultad de Ciencias Agrarias y Forestales, Departamento de Ingeniería y Suelos. Universidad de Chile Santiago, Chile. 99p.

SCHMIEGELOW, F.K.A., MACHTANS, C.S. & HANNON, S.J. 1997. Are boreal birds resilient to forest fragmentation? An experimental study of short-term community responses. Ecology 78:1914-1932.

SILVA, A.E. 2006. Evaluación de conflictos entre zorros chilla (Pseudalopex griseus) y agricultura de subsistencia en una localidad rural del sur de Chile: ¿Mito o realidad?. Memoria de Médico Veterinario. Valdivia. Universidad Austral. Facultad de Ciencias veterinarias. 87p.

SILVER S. 2004. Estimando la abundancia de jaguares mediante trampas-cámara. Wildlife Conservation Society, New York. 27p.

SIMONETTI, J & ACOSTA, G. 2002. Conservando biodiversidad en tierras privadas:el caso de los carnívoros. Ambiente y Desarrollo 18(1):51-59.

SIMONETTI, J., GREZ, A.A. & ESTADES, C.F. 2013. Providing habitat for native mammals through understory enhancement in forestry plantations. Conservation Biology 27(5): 1117-1121.

STONER, D. 2011. Ecology an conservation of Cougars in the Eastern Great Basin: Effects of Urbanization, Habitat Fragmentation, and Exploitation. Doctor of Philosophy in Ecology. UTAH. UTAH STATE UNIVERSITY. Wildland Department. 162p.

TOMASEVIC, J.A. & ESTADES, C.F. 2008. Effects of the structure of pine plantations on their “softness” as barriers for ground-dwelling birds in South-central Chile. Forest Ecology and Management 255:810-816.

WARKENTIN, I.G., FISHER, A.L., FLEMMING, S.P., & ROBERTS, S.E. 2003. Response to clear-cut logging by northern waterthrushes. Canadian Journal of Forest Research 33: 755–762.

WILLIG, M.R., KAUFMAN, D.M. & STEVENS, R.D. 2003. Latitudinal gradients of biodiversity: pattern, process, scale, and synthesis. Annual Review Ecology and Systematic 34:273-309.

ZORONDO-RODRÍGUEZ, F. 2005. Conservación de carnívoros en Chile central: el factor social. Tesis de Biólogo con mención en Medio Ambiente. Santiago. Universidad de Chile Facultad de Ciencias. 41p.

ZUÑIGA, A. & MUÑOZ-PEDREROS, A.F. 2009. Uso de hábitat de cuatro carnívoros terrestres en el sur de Chile. Gayana 73(2): 200-210.